



**Universidad
Zaragoza**

Trabajo Fin de Grado

Variación temporal de las características físicas del
suelo y del crecimiento vegetal después de la
aplicación de una enmienda orgánica

Autora

María Isabel Gracia Pérez-Pozuelo

Directora

Clara Martí Dalmau

Escuela Politécnica Superior

2018

Repositorio de la Universidad de Zaragoza – Zaguan <http://zaguan.unizar.es>

Agradecimientos

A mi directora, la doctora Clara Martí Dalmau, por su disponibilidad, colaboración y ayuda en la resolución de todas mis dudas, y por ayudarme en ampliar mis conocimientos sobre los suelos.

A los técnicos del laboratorio y del invernadero por ayudarme a poder realizar la experiencia.

A mis padres y a todos mis hermanos por su confianza y apoyo infinito en mí, y su ayuda en los momentos necesarios.

Al resto de mi familia por acompañarme y apoyarme.

A mis amistades por darme ánimos y ayudarme cuando era preciso.

ÍNDICE

Resumen/abstract	4
Abreviaturas	6
1. Introducción	7
1.1. La degradación del suelo	7
1.2. Justificación	12
1.3. Objetivos	12
2. Material y métodos	13
2.1. Diseño experimental	13
2.2. Material vegetal	15
2.3. Análisis del suelo	16
2.4. Análisis del crecimiento vegetal	23
2.5. Análisis estadístico	25
3. Resultados y discusión	26
3.1. Modificación de parámetros físicos del suelo	26
3.1.1. Estabilidad estructural de los agregados	26
3.1.2. Conductividad hidráulica del suelo	29
3.1.3. Repelencia al agua	33
3.1.4. Encostramiento superficial y compactación	40
3.2. Evolución de parámetros químicos del suelo	43
3.2.1. Materia orgánica total del suelo	43
3.2.2. Materia orgánica oxidable del suelo	45
3.3. Influencia de la dosis de enmienda sobre el crecimiento vegetal	48
3.3.1. Biomasa aérea	48
3.3.2. Biomasa subterránea	50
3.3.3. Índice de área foliar	52
3.3.4. Humedad vegetal	56
4. Conclusiones	59
5. Bibliografía	60

Resumen

La aplicación de residuos orgánicos al suelo se propone como una opción a la gestión de este tipo de residuos y al mismo tiempo es una práctica agronómica adecuada para mejorar las características físicas, químicas y biológicas, incrementando la calidad edáfica. Para comprobar la influencia de la dosis de enmienda orgánica sobre las propiedades físicas del suelo, se planteó un ensayo en macetas en el que se aplicó tres dosis de vermicompost (20, 40 y 80 t PS/ha) y un tratamiento control (0 t PS/ha) al suelo del invernadero, en las que se sembraron dos especies pascícolas (*Festuca rubra* y *Lolium rigidum*). Transcurridos dos, cuatro y seis meses de la aplicación de la enmienda se analizó la estabilidad estructural, la conductividad hidráulica, la hidrofobicidad, la compactación, la materia orgánica del suelo, el índice de área foliar y la biomasa vegetal. Los resultados indican que la incorporación de 20 t/ha de vermicompost incrementa en un 16% el contenido orgánico edáfico inicial, mientras que la aplicación de tasas superiores a las 40 t/ha originan mejoras significativas en las características físicas estudiadas. Sin embargo, con estas dosis se han observado efectos depresores del crecimiento vegetal.

Palabras clave: vermicompost, conductividad hidráulica, estabilidad estructural, materia orgánica, *Festuca rubra*, *Lolium rigidum*

Abstract

The application of organic waste to the soil is proposed as an option to the management of this type of waste and at the same time it is an adequate agronomic practice to improve the physical, chemical and biological characteristics, increasing the soil quality. To check the influence of the dose of organic amendment on the physical properties of the soil, a pot trial was proposed in which it was applied three doses of vermicompost (20, 40 and 80 t PS/ha) and a control treatment (0 t PS/ha) to the greenhouse floor, in which two grazing species were planted (*Festuca rubra* and *Lolium rigidum*). After two, four and six months of application of the amendment, aggregate stability, hydraulic conductivity, hydrophobicity, compaction, soil organic matter, leaf area index and plant biomass were analyzed. The results indicate that the incorporation of 20 t/ha of vermicompost increases the initial organic soil content by 16%, while the application of rates higher than 40 t/ha result in significant improvements in the physical characteristics studied. However, with these doses depressant effects of plant growth have been observed.

Keywords: vermicompost, hydraulic conductivity, aggregate stability, organic matter, *Festuca rubra*, *Lolium rigidum*

Abreviaturas

AFE: área foliar específica

ES: encostramiento superficial

H: humedad

IAF: índice de área foliar

IE: índice estructural

IRFC: índice de riesgo de formación de costras

Ks: conductividad hidráulica del suelo

MO: materia orgánica

MOox: materia orgánica oxidable

MOT: materia orgánica total

PF: peso fresco

Plan GIRA: Plan de Gestión Integral de Residuos de Aragón

PS: peso seco

SAS: estabilidad estructural de los agregados

WDPT: repelencia del suelo al agua

1. Introducción

1.1. La degradación del suelo

El territorio aragonés es amplio y tiene una importante diversidad edáfica. Además, la baja densidad poblacional ejerce poca presión en el medio natural, por lo que éste se encuentra poco alterado (Gobierno de Aragón, 2014b). La mitad de los suelos de Aragón se encuentra ocupada por vegetación natural (prados naturales, bosques, ...), mientras que menos de la otra mitad es tierra agrícola (48,8%), siendo el 8% de la superficie agrícola utilizada de alta intensidad, aunque también existen grandes superficies (24,61%) de tierras de cultivo improductivas (Gobierno de Aragón, 2014a). A pesar de ello, en Aragón existe un problema de erosión edáfica. Prácticamente, en el 20,9% del territorio hay pérdidas de suelo con una erosión mayor de 25 t/ha y en otro 16,1% de su superficie hay riesgo de desertificación (Gobierno de Aragón, 2014b) sobre todo cuando se produce una disminución de la materia orgánica del suelo por debajo del 1,7% (Marañón y Madejón, 2016). El origen de este proceso degradativo es en parte hídrico (afecta al 1,9% de la superficie agrícola), pero por otra parte también tienen una gran repercusión las prácticas de gestión de los suelos (Gobierno de Aragón, 2014b). Los procesos erosivos pueden llegar a ser irreversibles, puesto que el suelo es un recurso natural no renovable a escala temporal humana ya que su formación se genera de forma extremadamente lenta, solo la creación de 5 centímetros de suelo requiere de cientos a miles de años (Alba et al. 2011). Debido al deterioro que han sufrido los suelos con el tiempo, estos tienen baja resiliencia (Gobierno de Aragón, 2014b).

Los pastos también se ven afectados por el problema de la erosión. Son superficies cubiertas por gramíneas y otras herbáceas que se utilizan para alimentar al ganado mediante la producción de heno o mediante el pastoreo directo. Los pastos normalmente predominan en las zonas de alta montaña, que resultan improductivas para la agricultura intensiva, como ocurre en el Pirineo central: son zonas que suelen recibir abundantes lluvias y sin temperaturas extremas, por eso suele distribuirse en el norte de España. Solo en las cumbres y collados los pastos no son útiles en invierno debido a las bajas temperaturas, pero sí lo son durante el resto del año, por eso tradicionalmente se realizaba la trashumancia estacional. En las zonas llanas suele haber menos superficie de pasto ya que se suelen utilizar para la agricultura como ocurre en las grandes superficies llanas presentes en Huesca (Fillat, 2008).

Para que el suelo del pasto sea de buena calidad es necesaria el agua de las propias precipitaciones, y restos orgánicos (tanto de animales como de vegetales) que

aportan materia orgánica, compensando así las pérdidas que se generan por la propia alimentación animal. También, para que el pasto no evolucione a bosque se puede utilizar el propio ganado para controlarlo (Montserrat, 1968; Vicente et al., 2000), aunque actualmente debido a la disminución de la carga ganadera, se ha generalizado el uso de otras formas de gestión, como las quemas prescritas o el desbroce mecánico (Goldammer & Montiel, 2010; Fernandes et al., 2013). Sin embargo, en Aragón ha disminuido el ganado extensivo (Gobierno de Aragón, 2014b), aumentando en consecuencia el riesgo de incendio y la matorralización (Vicente et al., 2000).

En el Prepirineo, la *Festuca rubra* y *Lolium rigidum* junto con otras especies forman pastos rasos, densos, nutritivos, productivos y verdes en la mayor parte del verano (tasca aragonesa). Estas toleran el frío, pero no tanto las sequías, precisando abundantes lluvias. La *Festuca rubra* puede aguantar bien al pastoreo tradicional lanar ya que tiene una raíz muy potente que difícilmente se debilita (Montserrat, 1958; Montserrat, 1960; Ayanz, 2008). La alta densidad del pasto genera un ambiente húmedo en la superficie del suelo que favorece la tolerancia del ecosistema a las cortas sequías. En pastizales secos con laderas poco inclinadas y suelos algo profundos el pasto crece o se regenera en parte por los estolones de *Festuca rubra* hacia un pasto rico en especies del *Mesobromion erecti* (Montserrat, 1960).

En Aragón hay una amplia legislación (Real Decreto 2994/1982, Real Decreto 1116/1984, Decreto 98/1994 y Orden de 18 de mayo de 1994) y varias experiencias en la recuperación de espacios degradados (Cabrera et al., 2004), sin embargo, el Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón, ha puesto de manifiesto en la matriz DAFO, la debilidad en la aplicación de medidas dirigidas hacia un progreso de la gestión eficiente del suelo y del uso de las áreas forestales como sumidero de carbono (Gobierno de Aragón, 2014b).

En este mismo estudio, se evidencia la elevada presencia de la agricultura intensiva que en pocas ocasiones compensa el balance de carbono mediante el retorno de la biomasa vegetal (Ferrerías et al., 2006) y que provoca una oxidación del carbono por un exceso en la frecuencia e intensidad de las prácticas de laboreo sea cual sea el apero utilizado (Alba et al. 2011; Evanylo et al., 2016). Asimismo, el uso continuado de fertilizantes inorgánicos solo aporta nutrientes fácilmente disponibles para el crecimiento vegetal, pero no materia orgánica (Ferrerías et al., 2006). Varias de las consecuencias son el debilitamiento y el deterioro de diferentes propiedades físicas como la densidad aparente, la porosidad o la compactación con la consecuente pérdida de estructura y estabilidad edáfica, y la alteración de la actividad biológica, incrementándose de esta forma la erosión del suelo. Como resultado a más largo plazo, también se terminan

afectando a los flujos de agua, aire y nutrientes por una baja aireación y humedad, y finalmente la germinación y el crecimiento vegetal (Ferrerias et al., 2006; Evanylo et al., 2016; Walia & Dick, 2018).

Para mejorar esta situación se puede aplicar una enmienda orgánica de distintos orígenes (vegetal y/o animal). Con esta práctica se mejorarían las características del suelo (físicas, químicas y biológicas) por añadirse materia orgánica y nutrientes necesarios. Así se daría una mayor calidad y salud al suelo con un mayor acercamiento hacia una agricultura más sostenible (Ferrerias et al., 2006; Aksakal et al., 2016; Evanylo et al., 2016; Padbhushan et al., 2016), evitando el decaimiento del trabajo agrario por la pérdida de la capa arable fértil (Gobierno de Aragón, 2014b).

La materia orgánica tiene beneficios sobre las propiedades físicas del suelo como el aumento de la agregación (Evanylo et al., 2016) por la presencia de carbono y carbohidratos que actúan como un agente aglutinante de partículas minerales y orgánicas (Padbhushan et al., 2016). Esto genera una mayor porosidad, retención de agua y conductividad hidráulica con la consecuente disminución de la densidad aparente, dando como resultado menos escorrentía y erosión (Khaleel et al., 1981; Evanylo et al., 2016; Walia & Dick, 2018). Por otra parte, en estos agregados se genera parte del secuestro del carbono a largo plazo puesto que protegen una fracción del carbono orgánico, haciéndolo más resistente al ataque microbiano (Walia & Dick, 2018). Además, para los microorganismos del suelo, la materia orgánica es su principal fuente de energía (carbono), favoreciendo el aumento de la actividad y la biomasa microbiana del suelo (Padbhushan et al., 2016). También, se facilita el crecimiento de la raíz, y el transporte del agua y de los gases (Ferrerias et al., 2006). Además, el aporte de materia orgánica proporciona otros nutrientes, entre los que se encuentra el nitrógeno orgánico que se degrada lentamente, favoreciendo su biodisponibilidad a lo largo del tiempo. En un principio, después de la aplicación orgánica, habría baja producción de biomasa debido a la poca biodisponibilidad de nitrógeno presente en el suelo. Pero tras pasar un cierto tiempo la materia orgánica termina degradándose, aumentándose su biodisponibilidad, dando como resultado una mayor producción, densidad y color de la biomasa vegetal que en un suelo sin la aplicación de ninguna enmienda orgánica. También, se aportan sustancias biológicamente activas tales como sustancias húmicas, aminoácidos u hormonas que mejoran el crecimiento vegetal, generando una mayor tolerancia de las plantas al estrés, tanto biótico como abiótico (Evanylo et al., 2016).

Existen indicadores que determinan cómo es la calidad del suelo (Doran & Parkin, 1994). Uno de los factores más ampliamente utilizado para su cálculo es la materia orgánica porque su calidad y cantidad influye en las propiedades biológicas,

químicas y físicas del suelo (Galantini y Suñer, 2008; Lopes et al., 2016). Considerando las características físicas, uno de los parámetros más representativos es la estabilidad estructural de los agregados ya que sus valores son la consecuencia de la materia orgánica y la actividad biológica (Orellana y Pilatti, 1994), y condicionan el tipo de porosidad, la tasa de infiltración y la capacidad de retención de agua (Lopes et al., 2016). Sin embargo, la porosidad también puede condicionar la estabilidad del suelo: así si el diámetro de los macroporos no es suficiente para dejar escapar las burbujas de aire que hay en el agua de los poros, el agregado se rompe debido a la presión generada. Asimismo, la porosidad está relacionada con el flujo hidráulico y el crecimiento radicular. La materia orgánica, también interviene en la hidrofobicidad y la cohesión inter e intra de los agregados. La actividad biológica crea y utiliza la porosidad, y produce cementos orgánicos para unir partículas minerales (Orellana y Pilatti, 1994). Otro factor es la conductividad hidráulica puesto que estima las repercusiones de la degradación estructural del suelo desde el punto de vista hidrológico (Aoki y Sereno, 2005). Como también, la repelencia al agua ya que influye en la tasa de infiltración, escorrentía y lixiviación de nutrientes y pesticidas, en el agua disponible para las plantas, y en la erosión (Chau et al., 2012).

Por otra parte, la cantidad de residuos orgánicos generada en las sociedades industriales y urbanas es cada vez mayor por el aumento de la población. Estos residuos comienzan a ser un problema ambiental por su inadecuado manejo y eliminación. Su aplicación en el suelo sería una forma eficiente de gestión más sostenible (Singh et al., 2011; Aksakal et al., 2016) puesto que éste posee una gran capacidad de asimilación y reciclaje de los residuos (Khaleel et al., 1981; Ferreras et al., 2006), pudiéndose reducir las posibles consecuencias negativas sobre el medio ambiente (Singh et al., 2011; Aksakal et al., 2016). Para que esta gestión sea adecuada y no se generen problemas en el suelo, es necesario conocer las características del residuo y según eso determinar cómo debe ser su correcta aplicación. De esta forma, se conseguiría la eliminación de los residuos y un suelo más fértil (García y Cerdá, 2008). Además, la eliminación de los residuos orgánicos en vertedero no es la medida más adecuada de gestión (Singh et al., 2011) porque el aumento progresivo de los residuos generados provoca que cada vez escaseen más los lugares adecuados y rentables económicamente para su entierro, ocasionando contaminación ambiental (Velázquez, 2008).

Los residuos orgánicos se pueden aplicar directamente en suelo. Sin embargo, la presencia de compuestos tóxicos y microorganismos patógenos requiere una medida de gestión más adecuada. Es necesario un tratamiento previo (Singh et al., 2011) para estabilizar los residuos (Aksakal et al., 2016) mediante el compostaje o el

vermicompostaje, obteniéndose finalmente un producto orgánico sin compuestos ni microorganismos nocivos (Singh et al., 2011).

El vermicompost es el resultado de la degradación aerobia de la materia orgánica mediante la utilización de lombrices. Éstas favorecen la descomposición y humificación de la materia orgánica debido a que la utilizan como sustrato para su alimentación y aceleran su descomposición por la degradación microbiana. La actividad de los microorganismos (bacterias, hongos y actinomicetos mesófilos) y de las lombrices se relacionan entre sí ya que las lombrices se alimentan de parte de los microorganismos, mientras que los microorganismos se alimentan de los desechos de las lombrices (Nogales et al., 2007). El aparato digestivo de la lombriz reduce los materiales orgánicos a formas más simples y menos perjudiciales (Nogales et al., 2007; Singh et al., 2011), y contribuye al aumento de la disponibilidad de nutrientes (fósforo, calcio, magnesio, ...). Por otra parte, la actividad microbiana transforma los nutrientes a formas más solubles y asimilables por los cultivos, pero también promueve la síntesis de polisacáridos que permiten la formación de microagregados que después se organizan y se unen para formar macroagregados (Nogales et al., 2007).

Solamente tres familias de lombrices son utilizadas en la descomposición de residuos orgánicos: *Lumbricidae*, *Euridrilidae* y *Megascolecidae*. La lombriz roja californiana (*Eisenia fetida*) pertenece a la familia Lumbricidae y es la especie más eficaz en la degradación de los residuos (Figura 1). Ésta es capaz de sobrevivir entre el 50-90% de humedad y entre 0-35°C de temperatura (Nogales et al., 2007).



Figura 1: *Eisenia fetida*. Fuente: Nogales et al., 2007.

Durante el proceso de vermicompostaje es necesario proteger a las lombrices de posibles depredadores, como ratones, con la utilización de lonas resistentes que se sitúan debajo y encima de la pila de vermicompost. Por otra parte, si el vermicompost se encuentra a una humedad superior al 80% y un pH mayor a 7, se pueden evitar parásitos y depredadores como las hormigas (Nogales et al., 2007).

Las prácticas de aplicación de residuos orgánicos al suelo se enmarcan en el contexto legislativo actual, en el que el compostaje figura como un objetivo operativo. El Plan GIRA 2018-2022 surge para cumplir la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. En el artículo 24 de esta ley se establece la necesidad de realizar una recogida separada de biorresiduos para el compostaje doméstico y comunitario, y/o la digestión anaerobia, obteniéndose después un producto que se destinará para la agricultura, jardinería y restauración de áreas degradadas (Gobierno de Aragón, 2018).

1.2. Justificación

Los beneficios de una enmienda orgánica sobre las propiedades del suelo y el crecimiento vegetal dependen de las características y de la gestión de la propia enmienda. Normalmente a mayor cantidad añadida, el beneficio es mayor en suelos degradados (Evanylo et al., 2016). Sin embargo, un exceso en la dosis añadida puede producir cambios en la naturaleza del suelo y ocasionar toxicidad a las plantas según las características del vermicompost (Peltonen-Sainio et al., 1997; Leandro et al., 2007).

1.3. Objetivos

El objetivo general del trabajo es determinar cómo varían las características físicas del suelo, el contenido orgánico, y el crecimiento vegetal a lo largo del tiempo después de la aplicación de diferentes dosis de una enmienda orgánica estabilizada (vermicompost de restos vegetales).

Los objetivos específicos son determinar la evaluación de la estabilidad estructural (SAS), la conductividad hidráulica (k_s), la repelencia al agua (WDPT), el encostramiento superficial (ES) y la compactación; la materia orgánica total (MOT) y materia orgánica oxidable (MO_{ox}); así como el crecimiento vegetal mediante el peso seco (PS) y el Índice de Área Foliar (IAF).

2. Material y métodos

En este capítulo se detallan los aspectos relacionados con la metodología experimental, así como los métodos analíticos utilizados para el análisis de las muestras.

El desarrollo de los ensayos y todos los análisis han sido realizados en el invernadero y en los laboratorios de la Escuela Politécnica Superior de Huesca (EPSH).

2.1. Diseño experimental

El estudio del efecto de la dosis de vermicompost sobre las propiedades edáficas se realizó en condiciones de laboratorio. En el ensayo se utilizó suelo de los 10 cm superficiales del invernadero de la EPSH. Como enmienda orgánica se utilizó vermicompost (producido con *Eisenia fétida*) de restos vegetales generados en el propio invernadero, realizado sobre una superficie rectangular de 40 centímetros de altura, limitándola ladrillos de hormigón.

Se evaluaron tres dosis de aplicación de vermicompost (20, 40 y 80 t PS/ha), además del tratamiento control sin incorporación de enmienda (0 t PS/ha). La cantidad de enmienda necesaria se calculó en base al área de las macetas utilizadas y el peso seco del vermicompost.

El peso seco se obtuvo secando el vermicompost durante 2 días a 80°C, obteniéndose una humedad media de 67,54%. En la tabla 1 queda resumido el peso de suelo y de vermicompost utilizado en cada tratamiento.

El vermicompost se tamizó previamente para obtener una mayor homogeneidad en la distribución de las partículas. La cantidad de suelo que se añadió a cada maceta depende del volumen que queda tras añadir el vermicompost (Tabla 1).

Tabla 1: Peso del suelo y del vermicompost en cada maceta según su dosis, y macetas totales rellenas según cada tratamiento.

Dosis de la enmienda (tratamiento)	PS vermicompost (g/maceta)	PF vermicompost (g/maceta)	PF suelo (g/maceta)	Macetas totales
0 t/ha	-	-	450	15
20 t/ha	10,05	30,96	400	15
40 t/ha	20,1	61,92	330	15
80 t/ha	40,2	123,83	200	15

Una vez obtenidas las mezclas se rellenaron para cada tratamiento 15 macetas de 8 cm de diámetro y 8 cm de altura, con una superficie de 50,26 cm², obteniendo un total de 60 macetas (4 dosis x 15 repeticiones).

Para evaluar el efecto de la dosis de enmienda orgánica sobre el crecimiento vegetal se sembraron en cada maceta dos gramíneas de crecimiento rápido (*Lolium rigidum* y *Festuca rubra*), características de los pastos mesofíticos. En total se añadieron 0,2 g de semillas por maceta, siendo 198,96 kg/ha de semillas de cada especie. Se añadió la misma cantidad (en peso) de semillas de cada especie. Para realizar la siembra, se procedió a añadir las semillas y arena de cuarzo en cada maceta (Figura 2). Primero se añadieron las semillas (Figura 3) y luego la arena (Figura 4) para que así las semillas pudieran germinar al estar protegidas y evitar los problemas de compactación del suelo.



Figura 2: Maceta sin semillas y sin arena.



Figura 3: Maceta con semillas y sin arena.



Figura 4: Maceta con semillas y con arena.

Las macetas se mantuvieron durante todo el ensayo (6 meses) en el invernadero de la EPSH a una temperatura mínima superior a 8°C y se regaron por aspersión con una frecuencia de 10 minutos al día.

Después de 2, 4 y 6 meses de la incorporación del vermicompost y de la siembra se analizó el suelo de las macetas para determinar las variaciones en el contenido orgánico y en las propiedades físicas. En cada periodo de muestreo se analizaron 5 macetas por tratamiento, siendo en total 20 macetas (Tabla 2).

Tabla 2: Macetas analizadas según su tratamiento y el tiempo.

Tratamiento	Tiempo			Total
	2 meses	4 meses	6 meses	
0 t/ha	5 macetas	5 macetas	5 macetas	15 macetas
20 t/ha	5 macetas	5 macetas	5 macetas	15 macetas
40 t/ha	5 macetas	5 macetas	5 macetas	15 macetas
80 t/ha	5 macetas	5 macetas	5 macetas	15 macetas
Total	20 macetas	20 macetas	20 macetas	60 macetas

2.2. Material vegetal

Para evaluar el efecto de la adición de la materia orgánica sobre el crecimiento vegetal se utilizaron dos especies de gramíneas características de los pastos de Aragón (*Mesobromion*).

La cañuela roja o festuca roja (*Festuca rubra*) es una gramínea vivaz de pastos mesofíticos o meso-xerofíticos españoles de climas templados o submediterráneos. Esta especie crece en una gran variedad de suelos (Ayánz, 2008), tanto en los poco profundos y pedregosos como en los profundos y húmedos del Pirineo, permaneciendo siempre verde en estos últimos ambientes (Montserrat, 1958).

La Vallico (*Lolium rigidum*) es generalista puesto que se adapta fácilmente en distintos hábitats y suelos (Bennett & Hayward, 1999). Ésta se encuentra presente en los pastos de los Pirineos (Montserrat, 1958).

2.3. Análisis del suelo

Todas las determinaciones analíticas se realizaron en el segundo, cuarto y sexto mes después de la incorporación de la enmienda. También, se analizó el suelo del invernadero para conocer sus características previas a la aplicación de la enmienda (tiempo cero).

En cada uno de los tiempos de muestreo se determinaron las siguientes propiedades:

Parámetros físicos:

- Estabilidad Estructural (SAS):

Este método evalúa la estabilidad de los agregados después de ser sometidos a fuerzas mecánicas por tamizado en medio húmedo, produciendo agregados más frágiles (Kemper & Koch, 1966). Estas fuerzas imitan a las producidas en un suelo bajo condiciones de escorrentía o inmersión (Girona et al., 2018).

Procedimiento: Para determinar la estabilidad estructural las muestras se tamizan entre 1-2mm para conseguir resultados lo más reproducibles posibles (Kemper & Koch, 1966). De cada muestra se realizan 2 réplicas. Para cada réplica se coge aproximadamente 4 gramos de suelo seco al aire de entre 1-2 mm (W) y se coloca en cada recipiente del tamizador BierberNORMSET. Se añade 80 ml de agua destilada (Figura 5). Los tamices se colocan en los orificios de la tapa del equipo y se conecta el motor durante 5 minutos (Figura 6).



Figura 5: Tamizador sin tapa con agua destilada.



Figura 6: Tamizador con tapa y tamices.

Mientras tanto se pesan unos recipientes metálicos (M1). Después, se lavan los agregados del tamiz con agua destilada, se rompen con una varilla de goma deformable, y se trasvasan a los recipientes metálicos también con agua destilada. Se retira el exceso de agua, mirando de no retirar agregados. Estos agregados se secan a 80°C durante 2 días en una estufa Selecta Digitronic o Memmert, y se pesan (M2). Se dejan que se enfríen, y después se añaden 50 ml de difosfato tetrasódico ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) 0,1 M en cada recipiente metálico durante 2 horas para dispersar los agregados estables ya que no han podido ser dispersados por el agua ni por la varilla (Kemper & Koch, 1966; Girona et al., 2018). Pasado el tiempo el contenido del recipiente se pasa por un tamiz, se rompen los agregados que aún permanecen estables con la varilla de goma deformable, y se lava el tamiz para que queden partículas mayores de 0,25mm. Estas partículas se trasvasan a un recipiente metálico y se seca a una temperatura de 80°C durante 2 días, y se pesa (M3).

No se utilizan temperaturas mayores para el secado para evitar el quemado de la materia orgánica, alterando el resultado de la estabilidad estructural ya que la materia orgánica favorece a la formación de agregados (Kemper & Koch, 1966). El porcentaje de agregados estables (%SAS) se obtiene mediante la siguiente expresión:

$$\%SAS = \frac{M_2 - M_3}{W - (M_3 - M_1)} \cdot 100$$

Siendo, W: Peso inicial del suelo (los aproximadamente 4 gramos); M1: Peso del recipiente (g); M2: Peso del recipiente + peso de los agregados estables + peso de la arena (g); M3: Peso del recipiente + peso de la arena (g).

En las muestras previas a la aplicación del vermicompost (t=0) se coge 3 muestras, y en el 2º, 4º y 6º mes se coge 5 muestras por tratamiento.

- Conductividad hidráulica del suelo (Ks):

Se utilizó el infiltrómetro de disco METER Group Inc. (Zhang, 1997) para cuantificar el volumen de agua que se infiltra en una hora.

Procedimiento: después de secar las muestras durante una semana, se llena con agua el infiltrómetro de disco por inmersión y se tapa. Éste se coloca sobre la superficie del suelo con un poco de arena, y se anota el volumen (ml) que se infiltra cada 2 minutos, realizando en total 30 minutos (Figura 7).



Figura 7: Infiltrómetro de disco sobre el suelo.

La determinación de la conductividad hidráulica del suelo se realiza aplicando la expresión propuesta por Zhang (1997).

$$I = (C_1 t + C_2 t^{1/2})$$

Siendo, I: la infiltración acumulada; t: tiempo; C_1 y C_2 : Constantes. La C_1 está relacionado con la conductividad hidráulica y la C_2 es la sortividad del suelo.

A partir de aquí se podrá calcular la conductividad hidráulica del suelo, la cual es el agua que se infiltra por la fuerza de la gravedad en mm/h (Belmonte et al., 2013):

$$K_s = \frac{C_1}{A}$$

Siendo, K_s : Conductividad hidráulica del suelo (cm/min \rightarrow mm/h); C_1 : Constante 1 (cm/min); A: Parámetro que se obtiene a partir de los parámetros de Genuchten para el suelo y de las características del infiltrómetro. Este parámetro se puede determinar si se conoce la textura del suelo. La textura del suelo del invernadero es franca-arcillosa, por lo tanto, se utiliza un factor de $A = 6,5$.

- Repelencia del suelo al agua (Water Drop Penetration Time, WDPT; Soil water repellency, SWR):

Para evaluar la repelencia del suelo al agua se sigue la metodología propuesta por Doerr (1998). Un suelo hidrofílico sería aquel donde la gota de agua se infiltra en el momento, y un suelo hidrofóbico sería en el que la gota de agua no se infiltra, sino que se evapora. Esta infiltración depende de la tensión superficial del suelo con respecto a

la de la gota. El tiempo que tarda en penetrar la gota en el suelo es el tiempo en el que la tensión superficial es mayor al de la gota (Doerr, 1998).

Esta medida se realiza con el suelo sin tamizar, con el fin de obtener una medida más real, ya que si se tamiza se pueden eliminar materiales hidrofóbicos del propio suelo. El suelo se seca al aire y no en estufa, favoreciéndose también una medida más realista ya que si el secado es en estufa el resultado de la repelencia sería mayor que de la otra manera (Doerr, 1998).

Procedimiento: Las muestras se secan al aire y en la superficie, se aplican 8 gotas de agua destilada con una pipeta Pasteur. Se mide el tiempo (en segundos) que tarda cada gota hasta su completa infiltración en una superficie porosa (Doerr, 1998). En las muestras iniciales sin enmienda ($t=0$), el suelo se dispone en una placa Petri (5 placas por muestra). En los tratamientos 40 y 80 t/ha se desarrolló una cubierta viva impermeable que impedía que se infiltrase la gota, así que para poder medir la repelencia de estos tratamientos ésta fue retirada. Esta cubierta es fruto de la proliferación de musgo y algas por el exceso de riego junto con la gran cantidad de materia orgánica que había en estos tratamientos.

Relación entre el contenido de humedad del suelo y la hidrofobicidad edáfica:

Al sexto mes después de la incorporación de la enmienda orgánica se realizó un ensayo para comprobar la relación existente entre la humedad del suelo con su repelencia al agua. Para ello, se utilizaron 3 macetas por tratamiento (12 macetas en total) y se saturaron con agua hasta media altura (Figura 8), habiéndolas pesado previamente para conocer su peso seco. Al día siguiente, las macetas ya saturadas se volvieron a pesar (peso a saturación) y se dejaron drenar a temperatura ambiente (Figura 9). A las 24, 72 y 144 horas después de la saturación las macetas se pesaron de nuevo y se midió su repelencia al agua. A partir de las 24 horas de la saturación las macetas se secaron en una estufa Selecta Digitronic a 30°C.



Figura 8: Saturación de las macetas.

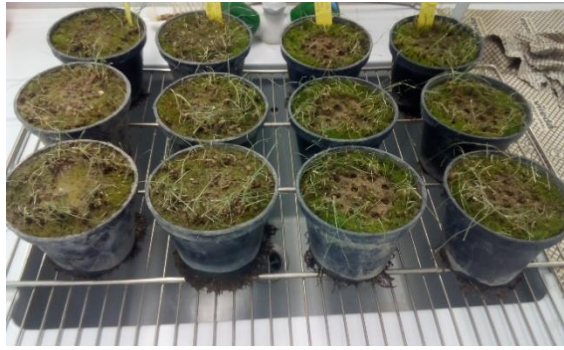


Figura 9: Secado a temperatura ambiente.

- Encostramiento superficial (ES):

Al final del ensayo (6º mes), se midió el espesor de la costra superficial con un Pie de Rey (Figura 10).



Figura 10: Pie de Rey.

- Compactación-Penetrometría:

Al final del ensayo (6º mes), se midió la penetrometría (kg/cm^2) con un penetrómetro Geotester (Figura 11). Esta consiste en hacer fuerza con el penetrómetro sobre la muestra hasta que se hunde sobre ella 5 milímetros (Figura 12).



Figura 11: Penetrómetro.



Figura 12: Hundimiento del penetrómetro sobre el suelo.

Parámetros químicos:

- Materia Orgánica Oxidable (MO_{ox}):

En este método la materia orgánica del suelo se cuantifica por oxidación por vía húmeda del ión Cr^{+6} en medio ácido, y el exceso de ácido crómico es valorado con la sal de Mohr (Kemper & Koch, 1966).

Las muestras se tamizan a 2 mm y se trituran. De cada muestra se realiza 2 réplicas.

Procedimiento: Se pesan aproximadamente 0,3 g de muestra para los tratamientos de 0 y 20 t/ha, 0,15 g para el de 40 t/ha y 0,1 para el de 80 t/ha. Se introducen en tubos de ensayo Pyrex, evitando que queden partículas de suelo adheridas en las paredes del tubo. En cada tubo se añade exactamente 10 ml de ácido crómico 0,4 N, incluido los blancos. Estos tubos se agitan en un agitador Selecta Vortex-Vib (Figura 13) y se calientan a 150°C en un digestor Selecta Multiplaces (Figura 14) durante 5 minutos. Después, se dejan enfriar sumergiendo los tubos en agua fría.



Figura 13: Agitador.



Figura 14: Digestor con tubos de ensayo Pyrex.

Se empieza a realizar la valorización redox. Para ello, de cada tubo, una vez fríos, se trasvasa su contenido a un Erlenmeyer de 250 ml en donde se añade también 90 ml de agua destilada y 3 gotas de indicador de ferroína. Y se valora con la solución de Sal de Mohr 0,2 N. La solución original pasa de naranja a verdeazulado hasta pasar finalmente a rojo. Tras realizar la valoración, se obtienen los mililitros de Sal de Mohr 0,2 N gastados de las distintas muestras de suelo y de los blancos. Y con esto ya se puede obtener el porcentaje de carbono orgánico oxidable mediante la siguiente expresión:

$$\% CO_{ox} = \frac{B - U}{B} \cdot \frac{1,2}{n}$$

Siendo, B: Volumen de Sal de Mohr consumidos por el blanco (ml); U: Volumen de Sal de Mohr consumidos por la muestra de suelo (ml); n: Peso de la muestra de suelo (g).

Se puede conocer el contenido de la materia orgánica oxidable aplicando el factor de Van Bemmelen (1,724 si el $CO_{ox} < 5,8$, o 2 si el $CO_{ox} > 5,8$).

- Materia Orgánica Total (MOT):

Se determina por gravimetría indirecta por calcinación donde la materia orgánica total se transforma en CO_2 (Eyherabide et al., 2014). La materia orgánica total corresponde a la suma de la materia orgánica lábil, de la materia orgánica oxidable y de la materia orgánica recalcitrante. La materia orgánica lábil es la más biodegradable ya

que es soluble al agua. La materia orgánica oxidable es menos biodegradable que la lábil ya que los microorganismos tardan más en descomponerla y la materia orgánica recalcitrante es la fracción menos biodegradable de todas.

Procedimiento: Se pesa aproximadamente 1,5 g (Figura 15). Se someten a 560°C durante 4 horas en una mufla, y se pesan de nuevo (Figura 16).



Figura 15: Crisoles con muestra seca y molida.



Figura 16: Crisoles con ceniza.

El porcentaje de materia orgánica total mediante la siguiente expresión:

$$\% MOT = \frac{P_m - (P_{c+r} - P_r)}{P_m} \cdot 100$$

Siendo, P_m : Peso de la muestra seca y molida (g); P_{c+r} : Peso de las cenizas + Peso del crisol (g); P_r : Peso del crisol (g). De cada muestra se realiza 3 réplicas.

2.4. Análisis del crecimiento vegetal

Las determinaciones se realizan en el segundo, cuarto y sexto mes después de la incorporación de la enmienda orgánica y de la siembra. Se cuantifica el peso seco (PS) y la humedad (H) de las hojas. El índice de área foliar se estima semanalmente desde la primera semana tras la siembra hasta el sexto mes.

- Peso seco (PS) y humedad (H):

Procedimiento: En cada muestra se podan las hojas y se pesan (PF). Después, se secan en la estufa Selecta Digitronic o Memmert a 80° durante 2 días y se vuelven a pesar (PS).

La humedad se puede obtener tras la siguiente ecuación:

$$\%H = \frac{PF - PS}{PF} \cdot 100$$

Siendo, H: Humedad $\left(\frac{g \text{ agua}}{g \text{ hojas o raíces frescas}} \cdot 100 \right)$; PF: Peso fresco (g/maceta); PS: Peso seco (g/maceta).

El PS se pasa a kg/ha, conociendo el área de cada maceta $\left(5,026 \cdot 10^{-5} \frac{ha}{mac.} \right)$.

Para hacer esta determinación en las raíces, se obtienen las muestras después del tamizado del suelo de las macetas.

En ambos casos se cogen 5 muestras por tratamiento.

- Estimación del índice de área foliar (IAF):

Durante los primeros seis meses se realizó fotografías cenitales a las macetas una vez por semana desde la siembra (Figura 17).



Figura 17: Fotografía cenital.

Estas fotografías se analizaron con el programa informático Photoshop CS5. Se midió el área de recubrimiento de las hojas de cada muestra en cm². Después, se hizo una media del área de recubrimiento de cada semana. Por la siguiente ecuación se puede obtener el Índice de Área Foliar:

$$IAF = \frac{A_{pl.}}{A_s.}$$

Siendo, IAF: Índice de Área Foliar; A_{pl.}: Área de recubrimiento de las plantas; A_{s.}: Área de suelo.

2.5. Análisis estadístico

Para determinar el efecto de la dosis de vermicompost y el tiempo transcurrido después de su aplicación en los parámetros edáficos y en el crecimiento vegetal, se realizó un análisis estadístico de los resultados obtenidos de los diferentes ensayos.

En primer lugar, se comprobó la normalidad de todos los parámetros analizados, aplicando el test de Kolmogorov-Smirnov. Este test puso en evidencia que todas las variables se comportan normalmente, exceptuando la repelencia al agua (WDPT) y la estabilidad de los agregados (SAS).

Los parámetros que cumplen los criterios de normalidad y homocedasticidad se analizaron aplicando un análisis de la varianza (ANOVA) de dos factores fijos: el primer factor era la dosis de enmienda (0, 20, 40 y 80 T/ha), y el segundo factor era el tiempo transcurrido (0, 2, 4 y 6 meses) después de la aplicación de la enmienda.

De cada parámetro se realizó un análisis global bifactorial (la dosis de la enmienda y el tiempo) y monofactorial específico (la dosis de la enmienda o el tiempo), especificando para cada distinta dosis o tiempo.

Los parámetros que no cumplían los criterios de normalidad se analizaron con el test no paramétrico Kruskal Wallis y con el test Mann Whitney (para comparación dos a dos) para conocer las diferencias existentes entre los tiempos de cada dosis, y diferencias entre las distintas dosis de cada tiempo.

También, se realizaron matrices de correlación para conocer la relación existente entre los distintos parámetros evaluados a lo largo del estudio.

3. Resultados y discusión

3.1. Modificación de parámetros físicos del suelo

3.1.1. Estabilidad estructural de los agregados.

Los resultados de la estabilidad estructural de los agregados (SAS) obtenidos se muestra en la tabla 3. Para todas los tratamientos y tiempos estudiados la estabilidad estructural indica que los agregados son muy poco estables (Badía y Martí, 2017), tanto en el suelo control como en el resto de los tratamientos ($SAS < 20\%$). Sin embargo, los valores obtenidos son típicos de los horizontes superficiales de los suelos cultivados caracterizados por los bajos niveles de materia orgánica y estar sometidos al laboreo con maquinaria pesada (Casals & Rovira, 1989; Mériz et al., 2005).

A los dos meses después de la aplicación de la enmienda orgánica, la SAS disminuye un 12,5, 40 y 34,5% en los tratamientos control, 20 y 40 t/ha respectivamente con respecto al suelo del tiempo cero, mientras que se incrementa un 29% en el tratamiento 80 t/ha (Tabla 3).

Tabla 3: Estabilidad Estructural (%SAS) según la dosis de la enmienda con respecto al tiempo.

Tratamiento	Tiempo			
	0 mes	2 meses	4 meses	6 meses
0 t/ha	3,36±2,79	2,94±1,16	1,03±0,14	1,68±0,35
20 t/ha	-	2,02±0,26	1,35±0,20	2,42±0,37
40 t/ha	-	2,20±0,30	2,07±0,38	2,82±0,67
80 t/ha	-	4,34±0,86	6,43±1,14	7,73±2,54

Los colores indican como es la estabilidad de los agregados: verde, muy poco estables.

La estabilidad estructural del suelo presenta diferencias altamente significativas según la dosis aplicada ($p < 0,0001$), y se ve influenciada de manera diferente por el tiempo transcurrido después de aplicación la enmienda ($p = 0,0677$). Según el test de Mann Whitney la aplicación de una dosis de 20 t/ha de vermicompost mantiene la estabilidad de los agregados igual a la del suelo sin enmienda, con una dosis de 40 t/ha aumenta alrededor de un 24%, con una dosis de 80 t/ha la estabilidad de los agregados, aun siendo muy baja, triplica su valor inicial. También, se observa que a lo largo del tiempo hay una disminución de %SAS en el tratamiento control y 20 t/ha de enmienda orgánica, mientras que en el tratamiento 80 t/ha de enmienda hay un aumento, siendo este tratamiento el que siempre presenta mayor estabilidad estructural con respecto al resto de tratamientos en todos los meses (Figura 18).

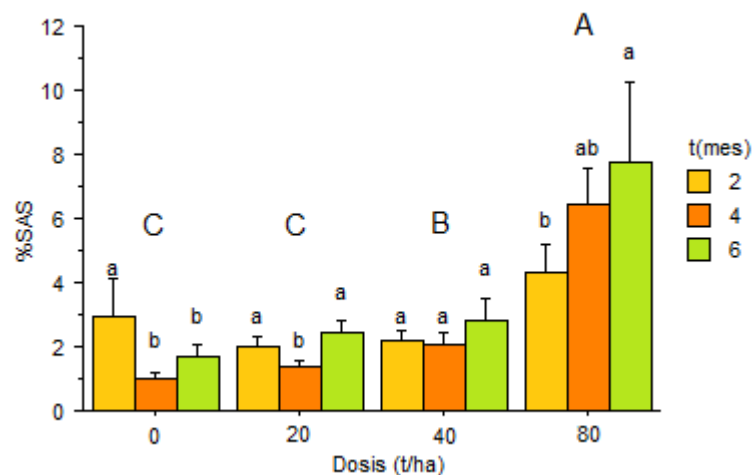


Figura 18: Estabilidad Estructural (%SAS) según la dosis de la enmienda y el tiempo. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tiempos de muestreo para un mismo tratamiento. Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos.

Según estos datos obtenidos se observa que la aplicación de una dosis de vermicompost igual o mayor de 40 t/ha produce cambios positivos y significativos en la estabilidad estructural de los agregados del suelo debido a que hay una mayor cantidad de carbono orgánico (Sánchez-Hernández et al., 2006). De esta forma, la actividad microbiana aumenta y en consecuencia produce agentes enlazantes entre las partículas minerales individuales y microagregados, formándose con el tiempo necesario una mayor cantidad de macroagregados estables. También, por haber mayor cantidad de

carbono orgánico en los macroagregados que en los microagregados se incrementa la resistencia del suelo a la compactación (Sánchez-Hernández et al., 2006; Gómez, 2016). Este comportamiento también queda reforzado por la correlación positiva y significativa existente entre la SAS y el contenido de MOT ($r=0,49$, $p<0,01$), y entre la SAS y el contenido de MO oxidable ($r=0,731$, $p<0,01$), y por la correlación negativa y significativa entre la SAS y la penetrometría ($r=-0,814$, $p<0,01$).

Otro parámetro que también puede explicar este comportamiento es la textura (Aksakal et al., 2016). En algunas ocasiones, cuando hay un alto contenido de arcilla en el suelo la aportación de materia orgánica no tiene grandes efectos sobre el aumento de la estabilidad estructural (Yilmaz & Sönmez, 2017). Cuando el suelo tiene mucha arcilla, el impacto de las gotas de agua provoca que ésta se separe de las otras partículas (Aksakal et al., 2016). Este proceso se podría dar en los suelos del invernadero debido a su textura franco-arcillosa, con un contenido medio de arcilla de 30% y de limo de 37,5% (Simón, 1998). En este tipo de suelos, solo con altas dosis de enmienda orgánica añadida (80 t/ha) se logra disminuir bastante el efecto de la arcilla porque se disminuye de forma sustancial su proporción en el suelo contrarrestando la baja estabilidad estructural que esta genera (Aksakal et al., 2016). Pero también, la estabilidad estructural depende de las propiedades fisicoquímicas de la arcilla y de su mineralogía, y no solo de su proporción. Prácticamente, la arcilla que predomina en el suelo del invernadero de la EPSH es la illita. En suelos de otros estudios donde domina este tipo de arcilla, se pone de manifiesto que si se humedecen, tanto de forma rápida como lenta, puede producir hinchazón de las arcillas, dando como resultado inestabilidad de los agregados (Reichert et al., 2009). También, en estos suelos la materia orgánica puede favorecer la formación de agregados por su unión con los minerales arcillosos (Denef et al., 2002).

La disminución de la estabilidad estructural con el tiempo en los tratamientos 0 y 20 t/ha también puede explicarse en parte por la degradación de la materia orgánica (Sánchez-Hernández et al., 2006).

A pesar de que para todos los tratamientos y tiempos estudiados, los agregados son muy poco estables (Badía y Martí, 2017), cuando se calcula el índice estructural (IE) de Pieri (1995), que determina cual es la relación entre el contenido de materia orgánica (la MOT estudiada en este estudio) y la fracción mineral del suelo, en todos los casos se obtiene que el suelo del invernadero es estructuralmente estable ($IE>9$) por tener alto contenido de carbono orgánico. Esto significa que hay bajo riesgo de degradación física, siendo más fácil el desarrollo agrícola sostenible (Fernández, 2014).

3.1.2. Conductividad hidráulica del suelo

Analizando los gráficos de la infiltración acumulada (Figura 19) se observa una gran variabilidad en las réplicas dentro de cada tratamiento. Durante todos los meses donde hay mayor tasa de infiltración acumulada es en el tratamiento 80 t/ha, y donde hay menor es en tratamiento 40 t/ha, siendo el tratamiento 0 y 20 t/ha el segundo y tercero que tiene menor tasa de infiltración acumulada. Además, se observa que en el sexto mes en todos los tratamientos hay una disminución de la variabilidad entre las réplicas de un mismo tratamiento con respecto al resto de los meses estudiados. Esto seguramente indica que la mezcla suelo/enmienda se ha estabilizado después de la perturbación inicial de ponerla en las macetas.

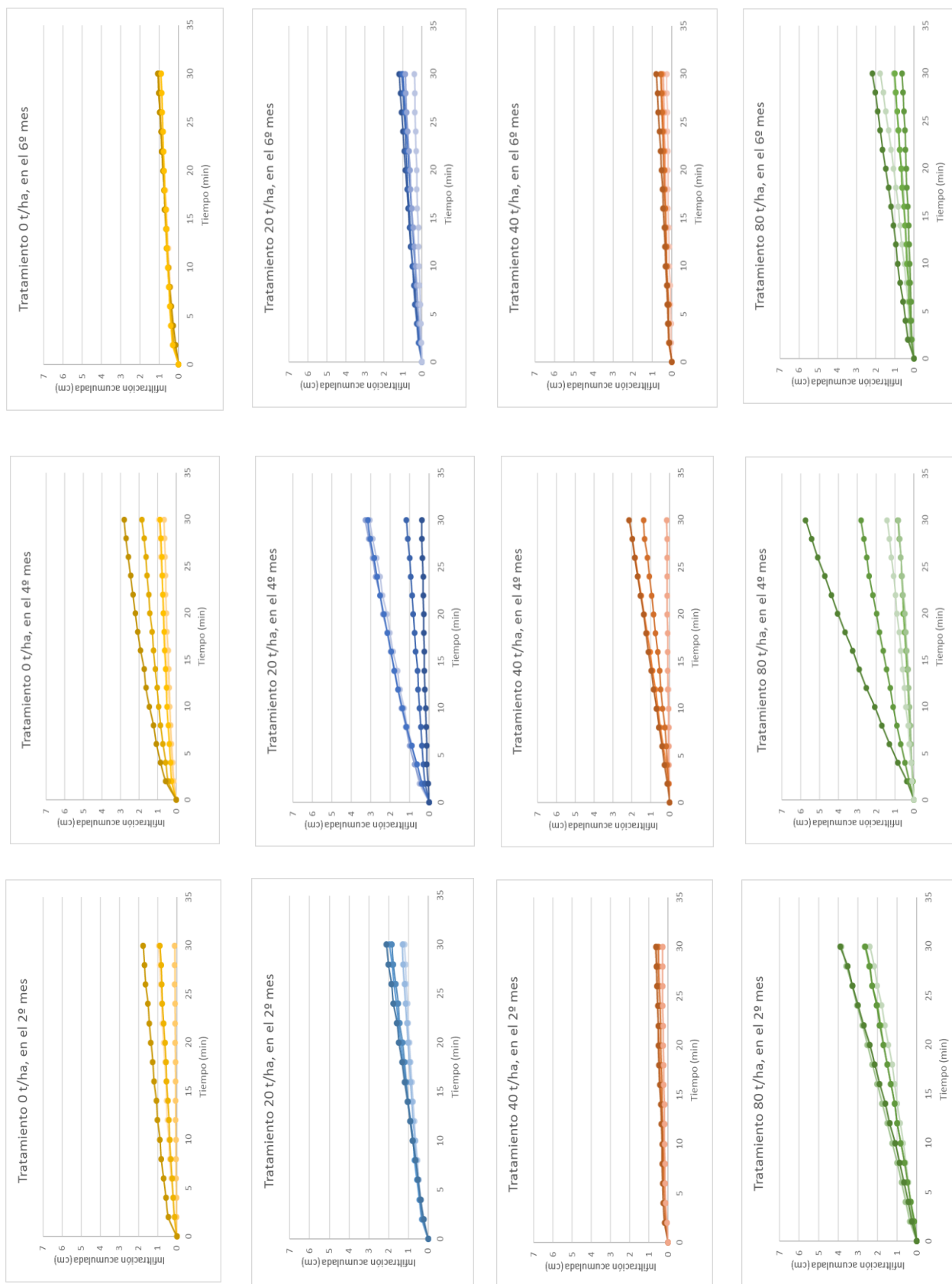


Figura 19: Infiltración acumulada de cada tiempo y tratamiento. Las diferentes curvas de cada gráfico son las distintas réplicas realizadas.

Una textura arcillosa favorece que la infiltración sea más lenta por mayor proporción de arcilla en el suelo, como ocurre en los tratamientos 0 y 20 t/ha. Mientras que, si en el suelo hay menor proporción de arcilla, habrá más infiltración, como ocurre en el tratamiento 80 t/ha. También se puede observar que un menor desarrollo vegetal favorece una infiltración menor por haber menos cantidad de raíces que generen conductos donde se infiltre el agua, como ocurre con el tratamiento 40 t/ha (Belmonte et al., 2013) ya que, según se ha estudiado (apartado 3.3.), éste es el tratamiento que tiene menos biomasa vegetal e índice de área foliar.

La conductividad hidráulica de los suelos estudiados obtenida a partir de los valores de infiltración acumulada (Tabla 4) oscila entre muy lenta a moderadamente lenta, con valores que varían desde los 0,39 mm/h hasta los 10,34 mm/h. El suelo sin enmienda orgánica en el tiempo cero tiene una conductividad hidráulica moderadamente lenta. Dos meses después de la aplicación del vermicompost se observa un incremento de un 73% en este parámetro en el tratamiento de 80 t/ha, a pesar de que sigue manteniéndose como moderadamente lenta. En el tratamiento control y 20 t/ha disminuye a lenta (72 y 48% respectivamente), y en el de 40 t/ha disminuye a muy lenta (93%). En el sexto mes, el tratamiento 80 t/ha disminuye a lenta y en el de 0 t/ha disminuye a muy lenta. Sin embargo, en el tratamiento 40 t/ha cambia a lenta en el cuarto mes, y vuelve a ser muy lenta en el sexto mes (Badía y Martí, 2017). El tratamiento 80 t/ha es el que siempre mantiene una mayor conductividad hidráulica con respecto al resto de los tratamientos debido a que tiene mayor enmienda añadida.

Tabla 4: Conductividad hidráulica (ks(mm/h)) según la dosis de la enmienda con respecto al tiempo.

Tratamiento	Tiempo			
	0 mes	2 meses	4 meses	6 meses
0 t/ha	5,97±2,97	1,66±0,15	1,23±1,00	0,98±0,32
20 t/ha	-	3,09±2,12	4,01±2,63	1,91±0,68
40 t/ha	-	0,39±0,36	4,10±3,63	0,75±0,67
80 t/ha	-	10,34±2,45	6,58±5,33	3,90±1,82

Los colores indican como es la velocidad de la Ks: azul, moderadamente lenta; naranja, lenta; y verde, muy lenta.

La conductividad hidráulica del suelo presenta diferencias altamente significativas según la dosis de enmienda aplicada ($p < 0,0001$), pero es algo diferente según el tiempo transcurrido después de su aplicación ($p = 0,0098$). Con el tiempo, la conductividad hidráulica de los tratamientos 0, 20 y 80 t/ha tienden a disminuir, aunque no de forma significativa. Sin embargo, en el tratamiento de 40 t/ha hay una variación significativa, seguramente porque la muestra es muy heterogénea, presentando altas desviaciones en este parámetro, causada por roturas de la costra de algas que favorecería la infiltración por canales preferentes (Garkaklis et al., 1998) especialmente en el 4º mes. En el segundo y sexto mes el tratamiento de 80 t/ha se diferencia significativamente del resto de las dosis de enmienda, siendo el que mayor conductividad hidráulica presenta, pero no se diferencia significativamente en el cuarto mes (Figura 20).

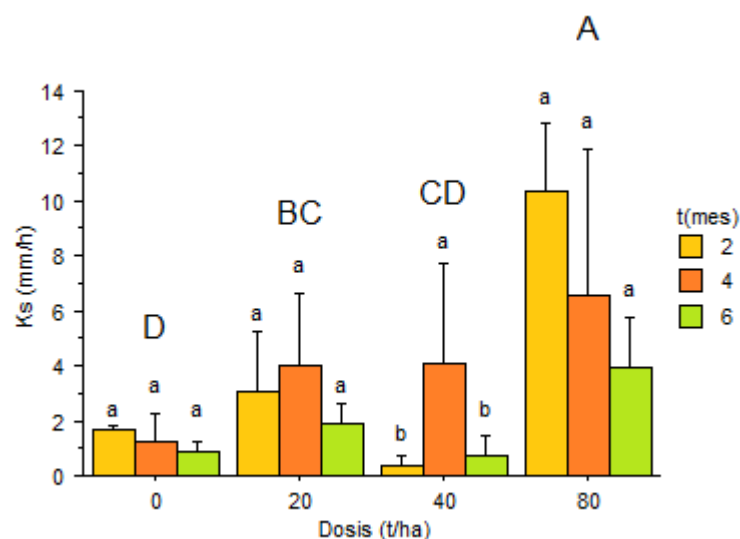


Figura 20: Conductividad hidráulica (k_s (mm/h)) según la dosis de la enmienda y el tiempo. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tiempos de muestreo para un mismo tratamiento. Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos.

La conductividad hidráulica aumenta a mayor dosis de enmienda orgánica aplicada, siendo el tratamiento 80 t/ha el que mayor conductividad presenta, diferenciándose significativamente del resto de tratamientos. Esto es así porque, según otros estudios, la enmienda orgánica mejora la estructura del suelo (Chen et al., 2014) por incrementarse el carbono orgánico edáfico (Yazdanpanah et al., 2016). De esta

forma, aumenta la cantidad y la extensión de los poros conectados (Xin et al., 2016), disminuyendo los microporos y aumentando los macroporos (Whelan et al., 2013; Yazdanpanah et al., 2016). En consecuencia, se reduce la compactación del suelo (Olson et al., 2013) y se incrementa tanto la capacidad de retención de agua como el flujo de agua y gases dentro el suelo (Whelan et al., 2013; Yazdanpanah et al., 2016) por un aumento de la actividad biológica (Yazdanpanah et al., 2016). Este comportamiento también queda confirmado por la correlación positiva y significativa existente entre la Ks y el contenido de MOT ($r=0,639$, $p<0,01$), entre la Ks y el contenido de MO oxidable ($r=0,501$, $p<0,01$), y entre la Ks y la SAS ($r=0,306$, $p<0,01$), y por la correlación negativa y significativa existente entre la Ks y el ES ($r=-0,698$, $p<0,01$).

La conductividad hidráulica tiende a disminuir con el tiempo ya que la enmienda orgánica se degrada (Olson et al., 2013) por la oxidación del carbono orgánico que genera la actividad biológica (Yazdanpanah et al., 2016), y en consecuencia los agregados del suelo tienden a ser menos estables, disminuyendo los macroporos (Chen et al., 2014). Además, el alto contenido de arcilla favorece que el agua de riego deshaga los agregados del suelo, quedando partículas finas dispersadas que pueden sellar la superficie edáfica (Ouattara et al., 2007).

3.1.3. Repelencia del suelo al agua

Los valores de la repelencia de las muestras de suelo para cada tratamiento y tiempos analizado se muestran en la tabla 5. Según el tiempo transcurrido desde la aplicación de las gotas de agua en la superficie de suelo, las muestras sin enmienda orgánica pueden considerarse hidrofílicas. A los dos meses de aplicar la enmienda orgánica en todos los tratamientos la repelencia aumenta con respecto al suelo control. Sin embargo, después de la aplicación de la enmienda, el tratamiento 0 y 20 t/ha cambia a ligeramente repelente al agua, y el tratamiento 40 y 80 t/ha se mantiene en hidrofílico. Al cuarto mes de la aplicación del tratamiento 40 y 80 t/ha cambia a ligeramente repelente al agua, y en el sexto mes el tratamiento 0 y 20 t/ha cambia a fuertemente repelente al agua (Doerr, 1998).

Tabla 5: Repelencia del suelo al agua (t(s)) según la dosis de la enmienda con respecto al tiempo.

Tratamiento	Tiempo			
	0 mes	2 meses	4 meses	6 meses
0 t/ha	0±0	39,4±19,07	40,17±16,66	99,52±33,59
20 t/ha	-	11,85±7,14	18,85±7,59	175,3±84,73
40 t/ha	-	4,9±2,14	5,07±2,65	25,32±24,17
80 t/ha	-	1,35±1,00	6,27±3,96	8,17±5,70

Los colores indican como es la repelencia al agua del suelo: verde, hidrofílico; naranja, ligeramente repelente al agua; y azul, fuertemente repelente al agua.

La repelencia del suelo al agua muestra diferencias altamente significativas ($p < 0,0001$) según la dosis de enmienda aplicada y según el tiempo transcurrido después de su aplicación ($p < 0,002$). Según el test de Mann Whitney se observa que los tratamientos 0 y 20 t/ha no difieren entre sí y presentan una repelencia al agua estadísticamente superior a las dosis de 40 y 80 t/ha. Analizando las diferencias de la repelencia del suelo al agua a lo largo del tiempo, para cada tratamiento se observa que en los tratamientos 0 y 20 t/ha, la repelencia aumenta significativamente al sexto mes de la aplicación de la enmienda orgánica, pero los tratamientos 40 y 80 t/ha no muestran este incremento significativo. Para cada tiempo de muestreo realizado, hay diferencias significativas entre todas las dosis. En el segundo mes, la repelencia es mayor a menor dosis añadida. Pero en el cuarto mes el tratamiento 40 t/ha es el que menos repelencia tiene, y en el sexto mes el que mayor repelencia presenta es el tratamiento 20 t/ha (Figura 21).

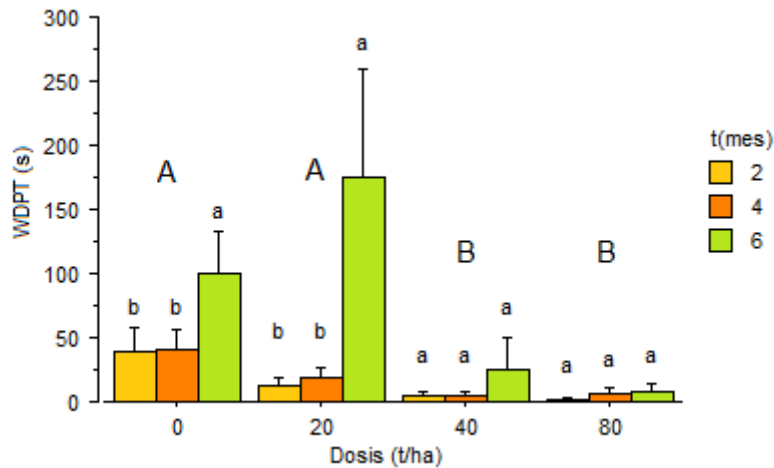


Figura 21: Repelencia al agua (t(s)) según la dosis de la enmienda y el tiempo. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tiempos de muestreo para un mismo tratamiento. Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Según los resultados obtenidos se observa que, a mayor dosis de enmienda añadida, menor es la repelencia del suelo al agua que se observa claramente en los tratamientos 40 y 80 t/ha. Según otros autores (Urbanek et al., 2007; Simon et al., 2009; Aranda et al., 2016), la incorporación de una mayor cantidad de carbono orgánico favorece que se formen grupos orgánicos hidrófobos (grupos alifáticos CH) e hidrófilos (grupos CO) que configuran estructuras micelares orientadas de tal forma, que se crean superficies más humectables. Este comportamiento también queda probado por la correlación negativa existente entre la WDPT y el contenido de MOT ($r=-0,427$, $p<0,01$), y el contenido de MO oxidable ($r=-0,363$, $p<0,01$), entre la WDPT y la SAS ($r=-0,235$, $p<0,01$), y entre la WDPT y la Ks ($r=-0,272$, $p<0,01$).

Por otra parte, también se pone de manifiesto la relación entre la repelencia al agua y la textura del suelo. En los suelos con alto contenido de arcilla muchos poros se encuentran inactivos debido a que se genera una acumulación de materiales inorgánicos hidrofóbicos en los macroporos y en las superficies de los agregados, dando en consecuencia suelos con mayor repelencia (Jarvis et al., 2008). Como el suelo del invernadero es franco arcilloso, en los tratamientos 0 y 20 t/ha, es donde hay menos cantidad de materia orgánica y mayor proporción de arcilla, obteniéndose una mayor repelencia. Además, a medida que aumenta la cantidad de materia orgánica en el suelo, se genera mayor porosidad debido a la estructuración del suelo (Salcedo-Pérez et al., 2007). Otros estudios (Aranda et al., 2016) ponen de manifiesto que los suelos con gran

actividad fúngica presentan valores elevados de hidrofobicidad. Sin embargo, este comportamiento no se observa en los suelos del invernadero por tener un pH básico.

A pesar de que en los tratamientos 40 y 80 t/ha presentan menos repelencia (Figura 21), en el transcurso del ensayo, se observó la formación de una cubierta viva impermeable, siendo más gruesa en el tratamiento 40 t/ha, que se retiró manualmente para poder medir la repelencia. Esta cubierta era fruto de la proliferación de musgos y algas por el exceso de riego junto con la gran cantidad de materia orgánica que había en estos tratamientos. Esta cubierta impermeable podría reducir la infiltración, afectar al crecimiento vegetal, y el agua solo se infiltraría por roturas de ésta (Garkaklis et al., 1998).

Debido al aumento significativo de la repelencia en el sexto mes de las muestras control y las muestras con 20 t/ha de vermicompost, se intentó buscar una explicación comprobando si estos cambios de repelencia tenían relación con la modificación del contenido de humedad del suelo debido al aporte orgánico. En este sentido, los trabajos de Jarvis et al. (2008) han puesto de manifiesto que cuando los suelos se secan pueden volverse repelentes al agua por producirse en las superficies sólidas una reorientación de las moléculas orgánicas que genera un ángulo de contacto mayor entre el agua y el suelo. Sin embargo, la incorporación de materia orgánica suele aumentar los contenidos de humedad del suelo, retardando el secado y evitando la hidrofobicidad por desecación (Salcedo-Pérez et al., 2007; Jarvis et al., 2008).

Por este motivo se planteó un nuevo ensayo de hidrofobicidad en el que se saturaron las muestras con agua, se sometieron a una desecación controlada y se evaluó su repelencia al agua. Las primeras 24 horas después de la saturación las muestras se dejaron a temperatura ambiente y posteriormente se secaron en la estufa a 30°C.

Estudiando el contenido de humedad del suelo, se observó que la dosis de enmienda orgánica aplicada ($p < 0,0001$) y el tiempo transcurrido después de la desecación ($p < 0,0001$) tenían una influencia altamente significativa sobre este parámetro (Figura 22). En todos los tratamientos se observa el mismo comportamiento, la humedad va disminuyendo de forma significativa durante el proceso de secado. Sin embargo, también se observa que a las 0, 24, 72 horas después de la saturación del suelo hay diferencias altamente significativas entre los distintos tratamientos, mientras que a las 144 horas éstas desaparecen debido a que el contenido de humedad del suelo se encuentra debajo de su punto de marchitez. El suelo ya no puede perder más humedad porque el agua se encuentra adsorbida en la superficie de las partículas

minerales o se encuentra atrapada dentro de los microporos del suelo. También, en todos los casos la humedad es mayor a mayor dosis orgánica añadida porque el agua une las partículas orgánicas y minerales, especialmente de la fracción fina por tener mayor superficie específica. De esta forma, aumenta la proporción de mesoporos y en consecuencia la capacidad de retención de agua (Salcedo-Pérez et al., 2007).

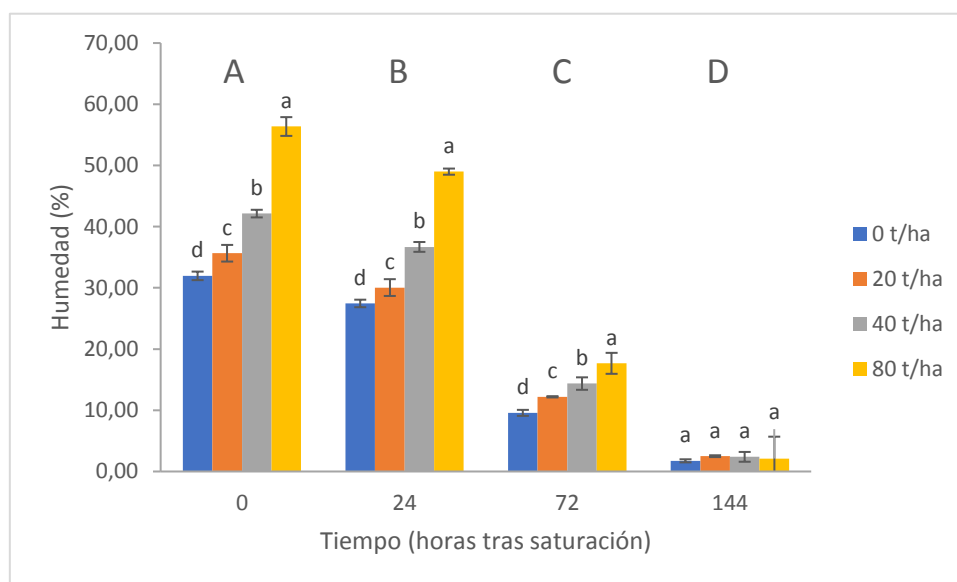


Figura 22: Humedad (%) del suelo según la dosis de la enmienda y el tiempo. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tratamientos para un mismo tiempo de muestreo. Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los tiempos de muestreo.

La repelencia del suelo al agua se ve influida significativamente por la dosis de enmienda aplicada ($p=0,0002$) y por el tiempo de secado transcurrido ($p<0,0001$). Para los tratamientos 0, 20 y 40 t/ha en las 24, 72 y 144 horas después la saturación del suelo la hidrofobicidad de las muestras se ve significativamente condicionada por la dosis de enmienda aplicada. Sin embargo, en el tratamiento de 80 t/ha a pesar de observarse una tendencia al aumento de la repelencia, ésta no es estadísticamente significativa (Figura 23).

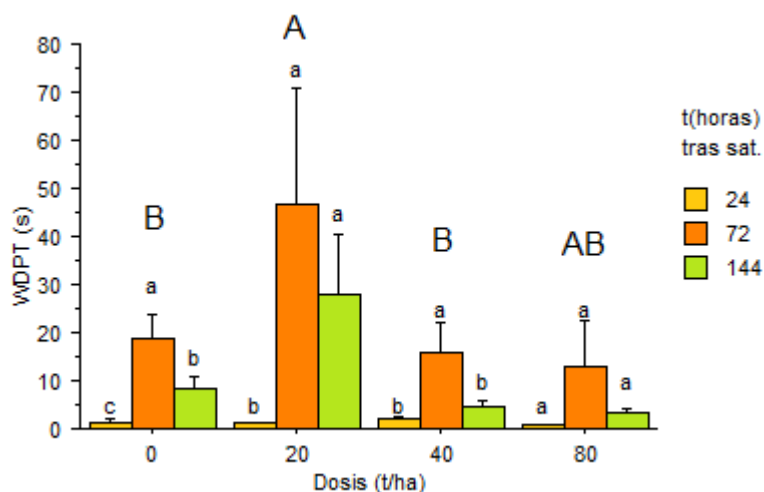


Figura 23: Repelencia al agua (t(s)) del suelo según la dosis de la enmienda y el tiempo de secado. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tiempos de secado para un mismo tratamiento. Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos.

Cuando se relacionan el contenido de humedad del suelo y la repelencia al agua no se advierte una relación estadísticamente significativa entre ellos (Figura 24). A pesar de ello, se observa que, a las 24 horas, cuando el suelo se encuentra aproximadamente a capacidad de campo, la repelencia es la más baja. A las 72 horas, cuando la humedad es menor, la repelencia tiende a aumentar, presentando valores más heterogéneos y a las 144 horas, cuando el suelo ya está seco, por debajo del punto de marchitez, la repelencia disminuye ligeramente, manteniéndose la heterogeneidad de los valores. Seguramente, a parte de la humedad, hay otros factores que controlen la repelencia al agua (Jaramillo, 2005).

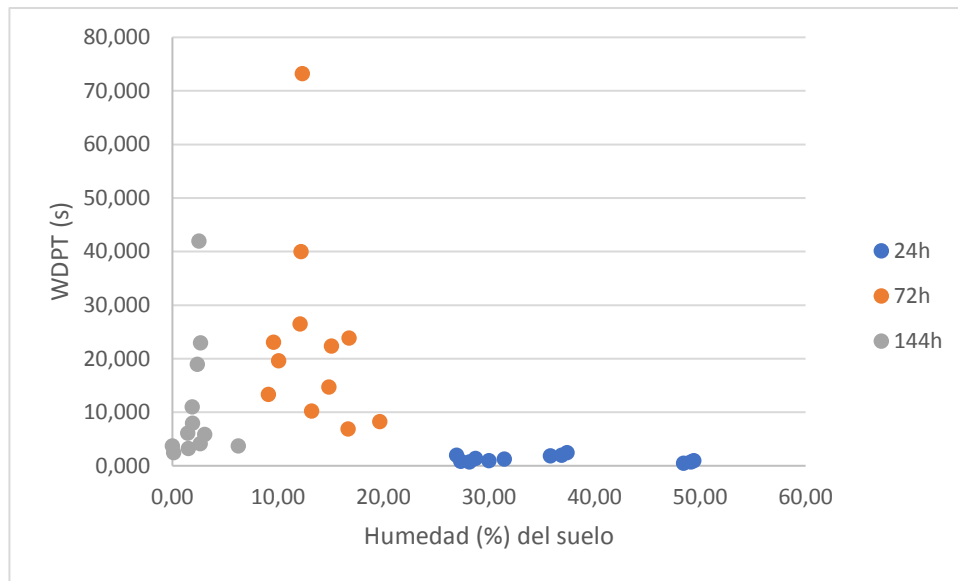


Figura 24: Relación entre el contenido de humedad de las muestras, el tiempo de secado y su repelencia al agua.

Sin embargo, cuando se eliminan los valores del contenido de humedad del suelo seco, a las 144 horas, se observa una relación exponencial negativa significativa ($r=0,86$) entre el contenido de humedad del suelo y la repelencia al agua (Figura 25). Como en otros estudios, cuando la humedad es mayor, la repelencia es menor (Jarvis et al., 2008).

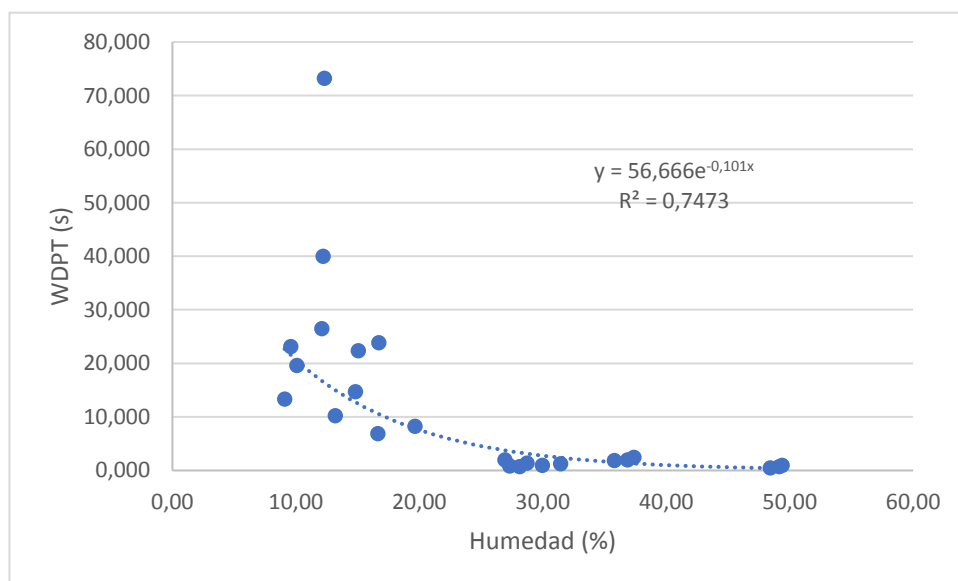


Figura 25: Relación entre el contenido de humedad de las muestras y su repelencia al agua.

3.1.4. Encostramiento superficial y compactación

Debido al aumento de la costra superficial en el transcurso del ensayo a los seis meses de la aplicación de la enmienda orgánica se midió el espesor de dicha costra y se evaluó su resistencia determinando la penetrometría en cada uno de los tratamientos. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 6.

Tabla 6: Encostramiento superficial (mm) y Penetrometría (kg/cm²) a los 6 meses según la dosis de la enmienda.

Tiempo		6 meses	
Parámetro		Encostramiento superficial (mm)	Penetrometría (kg/cm ²)
Tratamiento	0 t/ha	20,0±2,89	>11
	20 t/ha	24,1±3,64	10,63±0,44
	40 t/ha	20,6±3,91	8,04±2,03
	80 t/ha	3,5±1,58	2,96±0,96

Se observa que la formación de costra superficial está influenciada significativamente por la dosis de enmienda orgánica aplicada ($p < 0,0001$). Los tratamientos con dosis de 0, 20 y 40 t/ha no presentan diferencias significativas, mientras estos se diferencian significativamente de la aplicación de 80 t/ha de vermicompost (Figura 26). La aplicación de 80 t/ha de enmienda reduce el espesor de la costra en aproximadamente un 84%, respecto a las otras dosis de enmienda.

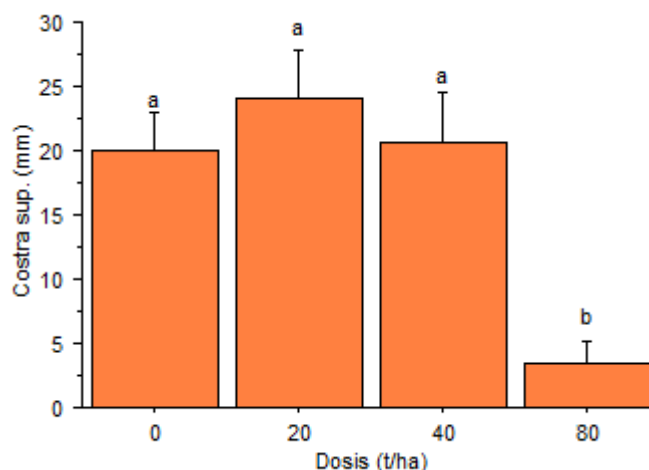


Figura 26: Encostramiento superficial (mm) a los 6 meses según la dosis de la enmienda. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tratamientos.

Este comportamiento del suelo también se refleja en las correlaciones negativas y altamente significativas existente entre el encostramiento superficial y el contenido de MOT ($r=-0,722$, $p<0,01$) y el contenido de MO oxidable ($r=-0,823$, $p<0,01$). Además, también puede relacionarse con el hecho de que el encostramiento superficial suele ser mayor en suelos donde hay menor estabilidad estructural, puesto que sus agregados son más susceptibles a la degradación por el impacto de las gotas de agua y las partículas finas desprendidas tienden a sellar la superficie del suelo (Marinari et al., 2000). En este sentido se ha puesto de manifiesto una relación negativa y significativa entre el ES y la SAS ($r=-0,799$, $p<0,01$).

Sin embargo, si se tiene en cuenta la MOT estudiada en este trabajo, el contenido de arcilla (30%), y limo grueso (12,5%) y fino (25%) de los suelos del invernadero de la Escuela Politécnica Superior (Simón, 1998), el índice de riesgo de formación de costras (IRFC) de la FAO, en todos los casos, muestra que el suelo tiene poca tendencia a formar costras ($IRFC<1,6$) (Badía y Martí, 2017).

La formación de una costra superficial influye en el grado de compactación de las muestras (Tabla 6). En este sentido se ha observado que, en el sexto mes del ensayo, el grado de compactación del suelo es bajo en los tratamientos en los que se aplican 40 y 80 t/ha de enmienda y moderado cuando se aplican 20 t/ha y también en el tratamiento control (USDA, 1993). Se han observado diferencias altamente significativas según la dosis de enmienda aplicada ($p<0,0001$). El tratamiento control (0

t/ha) y la aplicación de 20 t/ha de vermicompost no presentan diferencias significativas entre sí, mientras que el de 40 y 80 t/ha hay diferencias significativas entre sí y del resto (Figura 27).

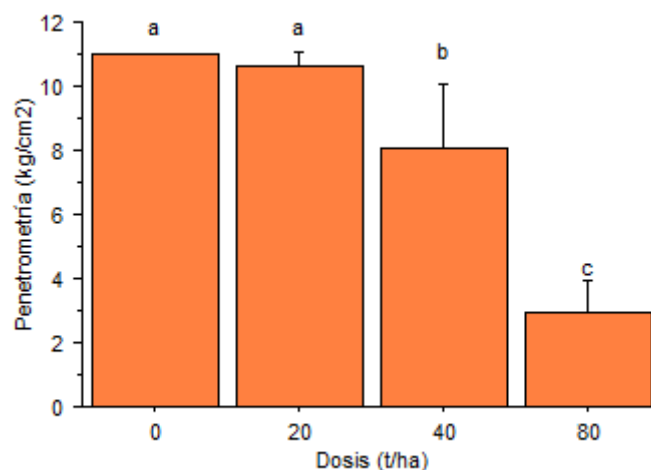


Figura 27: Grado de compactación. Penetrometría (kg/cm^2) a los 6 meses según la dosis de la enmienda. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tratamientos.

El aumento de la dosis de enmienda disminuye la resistencia a la penetración debido a que se incorpora materia orgánica a un suelo franco arcilloso, reduciendo las fuerzas de cohesión entre las partículas minerales y la formación de costras (Aksakal et al., 2016). Este comportamiento también queda consolidado por la correlación positiva y significativa existente entre la penetrometría y el encostramiento superficial ($r=0,805$, $p<0,01$), y por una correlación negativa y significativa existente entre la penetrometría y la MOT ($r=-0,663$, $p<0,01$), y la MOox ($r=-0,899$, $p<0,01$).

En todos los casos la resistencia del suelo se encuentra en los valores característicos de las condiciones adecuadas para que se pueda producir el crecimiento de la raíz sin problemas. Si la resistencia a la penetración fuera superior a $15,3 \text{ kg/cm}^2$ (1,5 MPa), se produciría una reducción en el crecimiento de las raíces. Mientras que si la resistencia a la penetración fuera superior a $20,4 \text{ kg/cm}^2$ (2 MPa), se detendría su crecimiento (Laureda et al., 2016).

3.2. Evolución de parámetros químicos

La aplicación de una enmienda orgánica como el vermicompost, produce una variación del contenido inicial de la materia orgánica del suelo. Además, constituye una tentativa para mitigar los graves problemas ambientales causados por la acumulación de residuos orgánicos en los vertederos (Marcote et al. 2001; Tejada y Gonzalez, 2003).

3.2.1. Materia orgánica total del suelo

Los valores de materia orgánica total (MOT) de los suelos analizados oscilan entre el 6,6 y 16,8 % (Tabla 7). A los dos meses de la aplicación de la enmienda, la materia orgánica total en los tratamientos control, 20, 40 y 80 t/ha es aproximadamente un 5, 16, 38 y 111% respectivamente mayor que el suelo sin enmienda orgánica del tiempo cero. En todos los tiempos, el tratamiento que tiene mayor cantidad de materia orgánica total es el de 80 t/ha de vermicompost.

Tabla 7: Materia Orgánica Total (%MOT) según la dosis de la enmienda con respecto al tiempo.

Tratamiento	Tiempo			
	0 mes	2 meses	4 meses	6 meses
0 t/ha	7,29±0,02	7,67±1,12	7,09±0,65	6,60±0,23
20 t/ha	-	8,46±0,72	8,36±0,68	7,24±0,89
40 t/ha	-	10,05±0,85	9,22±0,92	8,88±0,94
80 t/ha	-	15,40±0,43	16,78±0,58	12,51±1,52

El contenido de materia orgánica total del suelo muestra diferencias altamente significativas tanto en la dosis de enmienda aplicada ($p < 0,0001$) como en el tiempo transcurrido después de su aplicación ($p < 0,0001$). Sin embargo, la evolución a lo largo del tiempo depende de la dosis aplicada. Todos los tratamientos presentan diferencias altamente significativas en el contenido de MOT según la dosis aplicada. Con una dosis de 20 t/ha ya hay aumentos significativos de materia orgánica total de las muestras del suelo, pero este incremento se observa claramente con el tratamiento 80 t/ha. También, se observa que al final del ensayo el contenido de MOT en los tratamientos 20 y 80 t/ha

disminuye significativamente respecto al contenido inicial, mientras que en los tratamientos control y 40 t/ha no se perciben diferencias significativas, aunque se aprecia una tendencia a la disminución (Figura 28).

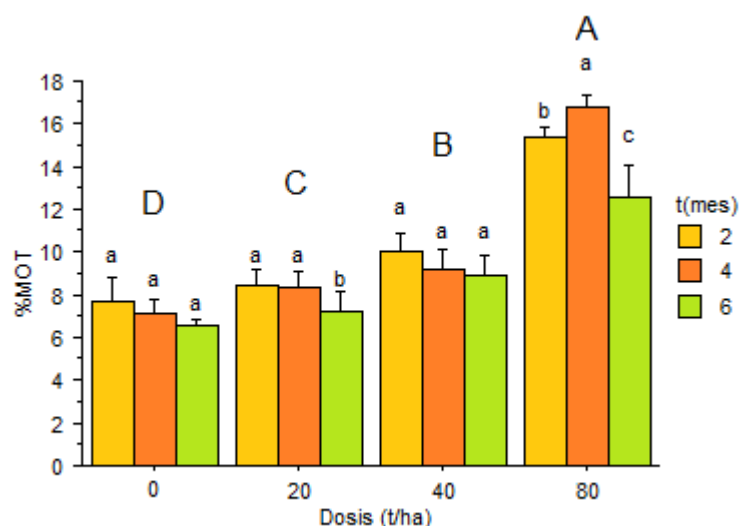


Figura 28: Materia Orgánica Total (%MOT) según la dosis de la enmienda y el tiempo.

Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tiempos de muestreo para un mismo tratamiento. Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos.

La disminución significativa de la materia orgánica total en los tratamientos 20 y 80 t/ha puede asociarse a los procesos de mineralización y a la disminución del carbono lábil proveniente de biomasa microbiana (Sánchez-Hernández et al., 2006). Primero se descomponen rápidamente los compuestos más lábiles, y posteriormente más lentamente los compuestos más resistentes. En estos últimos, se produce una inmovilización y estabilización del carbono por las asociaciones que se generan entre la arcilla y la materia orgánica. De esta forma, a medida que el vermicompost se descompone, también se va produciendo la humificación de éste por permanecer los compuestos orgánicos más recalcitrantes (Wondemagegnehu, 2013). Este comportamiento queda consolidado por la correlación positiva y significativa existente entre la MOT y la MOox ($r=-0,786$, $p<0,01$).

Cuando la materia orgánica se estabiliza es más difícil su biodegradación aerobia producida por microorganismos y enzimas extracelulares debido a varios motivos: la materia orgánica se asocia con partículas minerales, se acumula en las distintas

fracciones minerales del suelo (arena, limo, arcilla) o dentro de la propia estructura edáfica, la transformación de los residuos orgánicos también puede ocasionar un recubrimiento de las biomacromoléculas con compuestos hidrófobos de grupos alifáticos, ocasionando la condensación y complejación. En otras macromoléculas se produce la polimerización no enzimática de bajo peso molecular. Así con el tiempo va aumentando el secuestro de carbono en los suelos debido a la mayor agregación que se genera (Wondemagegnehu, 2013).

Desde el principio y hasta el final del ensayo se observa que a medida que los suelos tienen una mayor dosis de vermicompost, la materia orgánica total es mayor. Este aumento de materia orgánica total después de la aplicación de la dosis de enmienda se debe a la incorporación al suelo moléculas orgánicas, que se encuentran en mayor cantidad en el suelo a mayor dosis añadida (Gómez, 2016).

Otros estudios (Azarmi et al., 2008; Ngo et al., 2012; Oroka, 2015) han demostrado que la adición de vermicompost con una tasa de aplicación comprendida entre 4 y 15 t/ha ya se producen incrementos significativos del contenido de carbono orgánico total del suelo, permitiendo la formación de una mayor cantidad de agregados estables que la protegen físicamente (Spaccini & Piccolo, 2013), y también aumentan la capacidad de agregación de las partículas, permitiendo una mejor calidad del suelo (Padbhushan et al., 2016). En el estudio presentado, esta pauta queda consolidada por la correlación positiva y significativa existente entre el contenido de MOT y la SAS ($r=0,49$, $p<0,01$). El alto nivel de significatividad indica que la materia orgánica total contribuye a la estabilidad de los agregados.

3.2.2. Materia orgánica oxidable del suelo

En el suelo testigo el contenido de materia orgánica oxidable es medio, y con la aplicación de la enmienda aumenta un 16, 49, 123 y 223 % en los tratamientos control, 20, 40 y 80 t/ha respectivamente a los dos meses. Pero en el tratamiento 0, 20 y 40 t/ha se mantiene en media y en el tratamiento 80 t/ha cambia a abundante (Tabla 8). Solo en el cuarto mes en el tratamiento control (0 t/ha) la materia orgánica oxidable cambia a baja, y en el sexto mes vuelve a ser media (Badia y Martí, 2017).

Tabla 8: Materia Orgánica Oxidable (%MO_{ox}) según la dosis de la enmienda con respecto al tiempo.

Tratamiento	Tiempo			
	0 mes	2 meses	4 meses	6 meses
0 t/ha	2,03±0,26	2,36±0,11	1,93±0,08	2,20±0,16
20 t/ha	-	3,02±0,09	3,01±0,36	3,29±0,26
40 t/ha	-	4,52±0,62	3,27±0,58	3,57±0,37
80 t/ha	-	6,56±0,25	6,04±0,30	5,93±0,66

Los colores indican como es la cantidad de la MO oxidable en el suelo: naranja, abundante; verde, media; y azul, baja.

La materia orgánica oxidable del suelo se ve influida significativamente por la dosis de enmienda aplicada ($p < 0,0001$) y por el tiempo transcurrido después de su aplicación ($p = 0,0001$). Cuando se aplica vermicompost con una tasa de 20 t/ha ya se obtienen aumentos significativos de materia orgánica oxidable con respecto al suelo sin enmienda, estas diferencias aumentan al aplicar 40 t/ha de enmienda orgánica, pero si la dosis es de 80 t/ha se produce un aumento mucho más significativo. Analizando la evolución del contenido orgánico a lo largo del tiempo, se observa que en el tratamiento 40 t/ha la materia orgánica oxidable disminuye significativamente transcurridos cuatro meses desde su aplicación, mientras que no se observa variaciones significativas en el resto de los tratamientos (Figura 29).

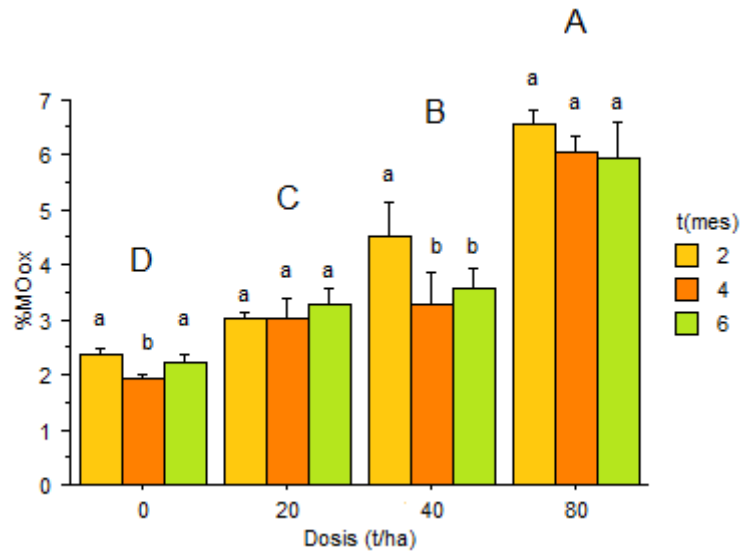


Figura 29: Materia Orgánica Oxidable (%MO_{ox}) según la dosis de la enmienda y el tiempo. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tiempos de muestreo para un mismo tratamiento. Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos.

Este aumento de materia orgánica oxidable después de la aplicación de las diferentes dosis de vermicompost se debe a que se incorpora al suelo compuestos fácilmente biodegradables por los microorganismos (Ngo, 2014), siendo esta cantidad de materia orgánica oxidable mayor a medida que se aumenta la dosis de enmienda. Cuando la materia orgánica oxidable se encuentra por debajo de 3,4% en el suelo se tiende a la desestabilización estructural y a disminuirse la producción vegetal (Yilmaz & Sönmez, 2017), que afectaría especialmente al tratamiento 0 y 20 t/ha.

La disminución del contenido orgánico cuando se aplican 40 t/ha puede ser debido a una rápida mineralización de los compuestos lábiles, siendo degradados por los microorganismos del suelo por un aumento de la actividad microbiana (Rubenacker et al., 2011; Ngo, 2014). La materia orgánica actúa como sustrato para la actividad microbiana, protegiéndose las enzimas del suelo por quedarse inmovilizadas en una red tridimensional de complejos de arcilla y humus (Saha et al., 2008). Además, en las macetas donde se ha aplicado esta dosis, también se observa un mayor crecimiento de musgos y algas. Sin embargo, la degradación de los compuestos lábiles en el tratamiento 80 t/ha, puede ser no significativa porque la materia orgánica puede interaccionar con los minerales del suelo, saturándolos en carbono orgánico, y entrar a formar parte de los agregados estables, tanto en los microagregados como en los

macroagregados, protegiéndose físicamente (Spaccini & Piccolo, 2013; Ngo, 2014). A pesar de ello, en este tratamiento también se advierte una tendencia a la disminución de la materia orgánica oxidable.

Por otra parte, se ha descrito que la actividad aumenta al aumentar la dosis de enmienda aplicada debido al aumento de nutrientes en el suelo (Scherer et al., 2011), pero dosis excesivas pueden comportar un exceso de nutrientes, llegando a dificultar el desarrollo de la actividad microbiana por generarse fitotoxicidad (Memoli et al., 2018).

3.3. Crecimiento vegetal

3.3.1. Biomasa aérea

Para evaluar la biomasa de las especies sembradas, se determinó el peso seco de las hojas según las diferentes dosis de enmienda aplicada. Al final del ensayo, a los seis meses, también se determinó la biomasa radicular de las plantas (Tabla 9).

Tabla 9: Producción en base al peso seco (kg/ha) de la biomasa aérea y radicular según la dosis de la enmienda con respecto al tiempo.

Parte	Tiempo			
	2 meses	4 meses	6 meses	
			Hojas	Raíces
0 t/ha	23,14±4,38	48,01±13,48	105,92±25,73	83,34±21,35
20 t/ha	23,61±2,92	45,88±14,64	84,46±21,37	87,72±25,80
40 t/ha	6,12±0,26	17,09±2,93	36,26±8,64	35,88±3,32
80 t/ha	12,94±1,21	26,62±4,62	52,20±11,46	59,63±18,29

Analizando la producción de la biomasa aérea en base al peso seco se observan diferencias significativas tanto en la dosis de enmienda aplicada ($p < 0,0001$) como en el tiempo transcurrido después de su aplicación ($p < 0,0001$). Con el tiempo, en todos los tratamientos el peso seco de las hojas aumenta de manera altamente significativa debido al propio crecimiento de las plantas (Pérez et al., 2004). En todos los tiempos

muestreados, las plantas de los tratamientos de 0 y 20 t/ha son los que mayor peso alcanzan, sin diferencias significativas entre estas. En el cuarto y sexto mes las plantas de los tratamientos 40 y 80 t/ha son los que menor peso alcanzan, sin diferencias significativas entre estas, pero diferenciándose significativamente de las de los tratamientos 0 y 20 t/ha. En el segundo mes, la vegetación del tratamiento de 40 t/ha es el que menor peso alcanza, diferenciándose significativamente del resto de tratamientos (Figura 30).

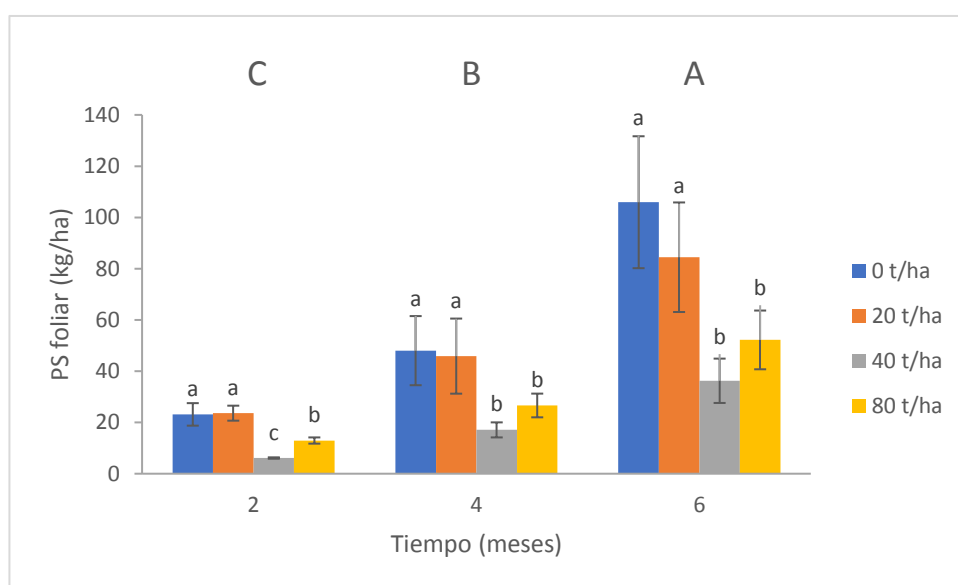


Figura 30: Producción en peso seco (kg/ha) de las hojas según la dosis de la enmienda y el tiempo. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tratamientos para un mismo tiempo de muestreo. Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los tiempos de muestreo.

En los resultados obtenidos, se observa que al aplicar una cantidad de vermicompost mayor de 20 t/ha hay una producción significativamente menor, existe un efecto perjudicial sobre el crecimiento vegetal seguramente por existir problemas de fitotoxicidad (Zubillaga et al., 2008) debidos a encontrarse presentes sustancias fitotóxicas que impiden el crecimiento aéreo de las plantas (Sebastián, 2010). El efecto fitotóxico se origina cuando los nutrientes se encuentran en exceso, sobrepasando la concentración umbral máxima adecuada para el crecimiento de las plantas, siendo la cantidad de nutrientes aportada mayor a mayor dosis de enmienda aplicada (Mendoza, 2010; levinsh, 2011). Este suceso podría explicar la correlación negativa y altamente significativa entre el PS de las plantas y la MO oxidable ($r=-0,292$, $p<0,01$), que

representa una fracción orgánica más lábil, fácilmente degradable y que aporta cierta cantidad de nutrientes durante su mineralización rápida.

Durante los primeros meses, el crecimiento aéreo se ve afectado por este desequilibrio de nutrientes, pero transcurrido el tiempo necesario, éste puede recuperarse al generarse un reequilibrio nutricional, llegando finalmente al nivel adecuado para las plantas. A partir de entonces, la producción de biomasa aérea será mayor a mayor dosis de enmienda aportada (Schmid et al., 2017).

Si se aplica vermicompost al suelo y se siembra inmediatamente después, en los primeros meses del ensayo puede ser que no se vean los efectos positivos de la enmienda, ya que estos no se suelen observar hasta pasados aproximadamente 450 días (15 meses) (Evanylo et al., 2016). No obstante, el tiempo que tiene que transcurrir para que se vea un efecto positivo sobre el crecimiento vegetal no es constante y puede variar según la dosis aportada, entre 7-20 meses, siendo mayor a mayor dosis de enmienda aplicada (Schmid et al., 2017). En realidad, también existe mucha variabilidad en el rendimiento obtenido del vermicompost según como sea su riqueza y concentración de nutrientes por la dosis añadida, y su manejo en el propio suelo (Leandro et al., 2007).

En el caso de los tratamientos en los que se ha añadido una dosis de 40 y 80 t/ha, seguramente sería mejor que la siembra se realizase un poco más tarde a la aplicación de la enmienda (3 o 4 semanas después) para dar tiempo a que la alta concentración de nutrientes disminuya (Schmid et al., 2017). Sin embargo, en otros estudios se observa que a mayor cantidad de vermicompost añadido al suelo (con tasas comprendidas entre 4 y 200 t/ha) existe un mejor desarrollo vegetal aéreo como consecuencia de originar un suelo más fértil con una mejor disponibilidad de nutrientes tales como el nitrógeno o el fósforo (Giulietti et al., 2008; Bravo et al., 2012).

3.3.2. Biomasa subterránea

La producción de raíces en el sexto mes después de la siembra presenta diferencias significativas según la dosis de vermicompost aplicada ($p=0,002$). Los tratamientos control y de 20 t/ha son los que las raíces alcanzan mayor peso, sin diferencias significativas entre estos, diferenciándose significativamente de los tratamientos 40 y 80 t/ha (Figura 31).

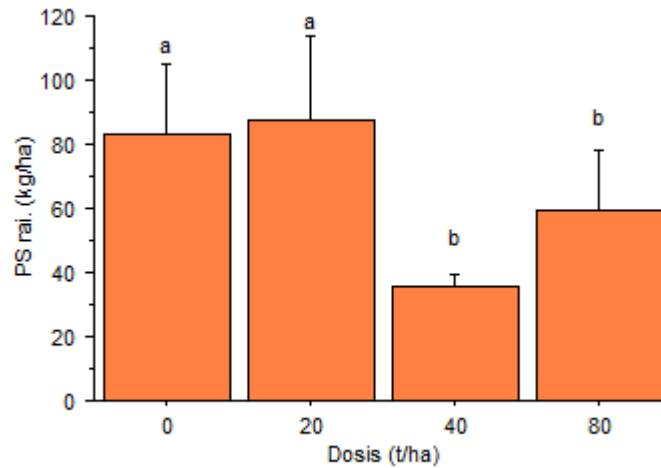


Figura 31: Producción de peso seco (kg/ha) de las raíces a los 6 meses según la dosis de la enmienda. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tratamientos.

Como en la biomasa aérea, el efecto de la dosis sobre el crecimiento radicular es parecido o inferior que el tratamiento control por la variabilidad en el rendimiento del vermicompost debido a sus características (Leandro et al., 2007). También, se observa que a una dosis mayor de 20 t/ha de vermicompost reduce de manera significativa el crecimiento radicular, seguramente por los efectos fitotóxicos comentados anteriormente (Zubillaga et al., 2008; Sebastián, 2010), siendo mayor a mayor dosis de enmienda aportada (Mendoza, 2010; levinsh, 2011). Sin embargo, en otros estudios también se observa que a mayor cantidad de vermicompost (0, 100, 200 t/ha) existe un mayor desarrollo radicular (Giulietti et al., 2008), favoreciendo la rizogénesis, ya que mejora las condiciones físicas, químicas y biológicas como una mejora en la disponibilidad de nutrientes y cantidad de materia orgánica (Martínez et al., 2018).

Como se ha observado anteriormente, en el caso de aplicar 40 y 80 t/ha de vermicompost, seguramente sería mejor retrasar la siembra para que dé tiempo a que se produzca el reequilibrio de nutrientes (Schmid et al., 2017). Puesto que los mismos problemas del desarrollo foliar también afectan al desarrollo radicular existe una correlación positiva y significativa existente entre el contenido del PS radicular y PS foliar ($r=0,845$, $p<0,01$).

3.3.3. Índice de área foliar

Los valores recogidos a lo largo de los seis meses del ensayo ponen en evidencia que en todos los tratamientos el índice de área foliar aumenta con el tiempo por el propio crecimiento de las plantas. Transcurridos los seis meses del ensayo, los valores del IAF de los tratamientos 0, 20, 40 y 80 t/ha terminan siendo de $2,51 \pm 0,19$; $1,98 \pm 0,29$; $1,08 \pm 0,1$ y $1,55 \pm 0,25$ respectivamente. Desde la cuarta semana después de la siembra el tratamiento 40 t/ha es el que tiene las plantas con un menor índice de área foliar, diferenciándose significativamente de los demás tratamientos. El tratamiento de 80 t/ha es el que tiene las plantas con mayor índice de área foliar, pero sólo durante las tres primeras semanas, diferenciándose significativamente de los demás tratamientos. A partir de la octava semana el índice de área foliar de las plantas de este tratamiento disminuye, diferenciándose significativamente en la mayoría de las veces del resto. En cambio, los tratamientos de 0 y 20 t/ha son los que presentan plantas con mayor índice de área foliar, no diferenciándose significativamente entre sí, pero sí diferenciándose significativamente en la mayoría de las veces de los dos tratamientos restantes (Figura 32).

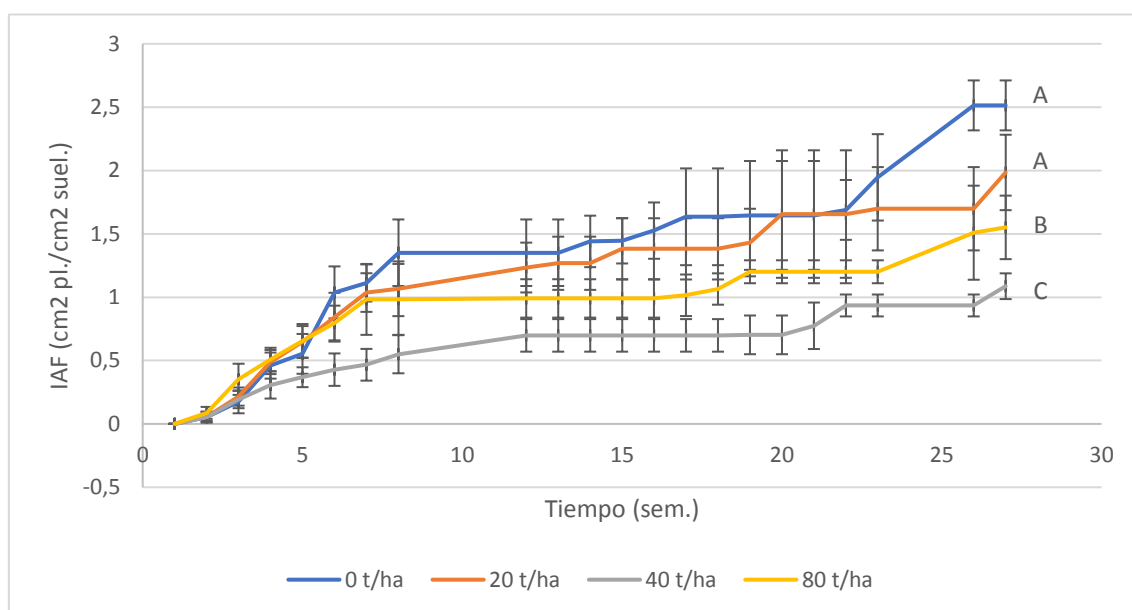


Figura 32: Evolución del Índice de Área Foliar (IAF) según la dosis de la enmienda aplicada.

En otros estudios (Getahun et al., 2012; Avramidou et al., 2013) se muestra que el índice de área foliar es mayor a mayor dosis de vermicompost añadida (entre 20 y

200 t/ha) por una mayor cantidad de nutrientes disponibles (fundamentalmente nitrógeno) para las plantas. Sin embargo, los resultados obtenidos en el presente trabajo presentan un comportamiento opuesto ya que el índice de área foliar es significativamente menor a mayor dosis de vermicompost añadida.

Una posible explicación a los resultados obtenidos podría ser la existencia de una mayor competencia por los nutrientes entre las plantas y los microorganismos que explique porque el IAF del tratamiento 40 t/ha es significativamente menor que el resto de los tratamientos. Esto es probable que sea así ya que, como se ha estudiado (apartado 3.2.2.), existe una mayor degradación de la materia orgánica oxidable por haber una mayor actividad biológica y una mayor proliferación de algas y musgos en ese tratamiento. Además, los procesos metabólicos rápidos que se producen por esta actividad pueden dañar las raíces de las plantas (Requena et al., 1997).

Se ha descrito (Warman et al., 2010) que, a mayor adición de vermicompost, se pueden generar una cubierta viva en el suelo (Figura 33 y 34) que pueden reducir la infiltración, produciéndose un encharcamiento superficial que aún sin cuantificar se observó en los tratamientos de 40 y 80 t/ha de vermicompost. De esta forma, se generan condiciones anaerobias superficiales que favorecen la aparición de sustancias tóxicas derivadas del vermicompost. Al principio, en las tres primeras semanas del ensayo, el tratamiento de 80 t/ha es el que mayor índice de área foliar presenta, seguramente porque en un principio no habría tantas sustancias tóxicas que posteriormente aparecieron en el suelo.



Figura 33: Cubierta de musgos y algas en la décima novena semana del tratamiento 40 t/ha.



Figura 34: Cubierta de musgos y algas en la décima novena semana del tratamiento 80 t/ha.

En el caso de los tratamientos con 40 y 80 t/ha, también sería recomendable retrasar la siembra para que disminuya la concentración de estos nutrientes con el transcurso del tiempo (Schmid et al., 2017).

A mayor índice de área foliar, como en los tratamientos 0 y 20 t/ha, las hojas reciben mayor cantidad de luz solar, estimulando la actividad fotosintética, produciéndose mayor rendimiento (Banerjee et al., 2012). Por este motivo se observa una correlación positiva y significativa existente entre el IAF y el contenido del PS foliar ($r=0,742$, $p<0,01$) y entre el IAF y el contenido del PS radicular ($r=0,705$, $p<0,01$).

Si se calcula el área foliar específica (relación entre el área foliar y el peso seco foliar, AFE (Pérez et al., 2004)) se reducen las diferencias de crecimiento observadas anteriormente. Se observa que en el cuarto y sexto mes no existen diferencias significativas entre los tratamientos, mientras que, en el segundo mes, el AFE de las plantas del tratamiento de 40 t/ha es significativamente mayor que en el resto de los tratamientos (Figura 35).

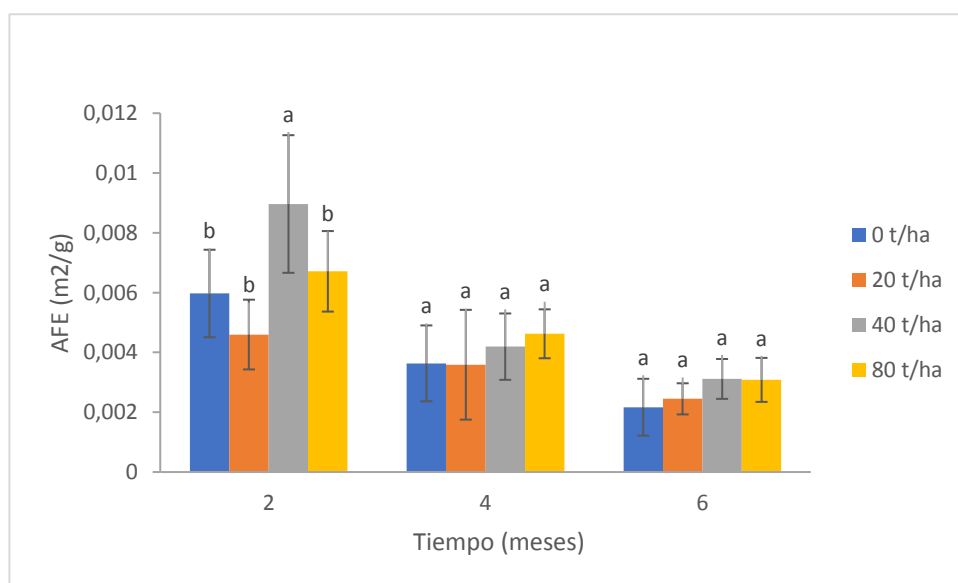


Figura 35: Área foliar específica (m^2/g) según la dosis de la enmienda y el tiempo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tratamientos para un mismo tiempo de muestreo.

Pero a pesar de esto, hay una tendencia a que la AFE sea menor en los tratamientos control y 20 t/ha que en los tratamientos 40 y 80 t/ha de vermicompost. Esto indica que en las hojas de los tratamientos control y 20 t/ha hay una menor demanda y competencia por la luz solar (Pérez et al., 2004). Los tratamientos 40 y 80

t/ha tienden a tener una mayor AFE, indicando que tienen mayores concentraciones de nitrógeno en sus hojas, pero la planta tiene menor altura con una menor lignificación y un mayor tamaño celular en las hojas, dando como resultado hojas más frágiles (Pérez et al., 2004). Esta tendencia de que en los tratamientos 40 y 80 t/ha las plantas tengan menor altura se puede observar en las figuras 36 y 37.

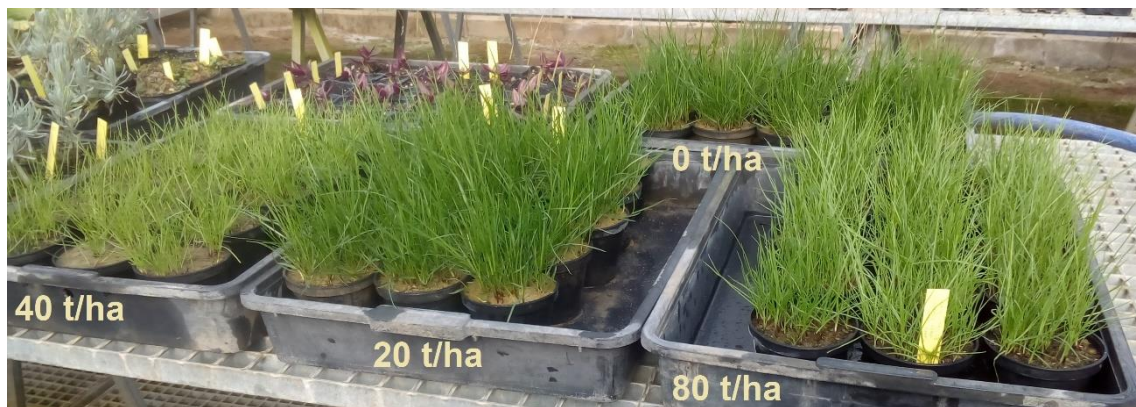


Figura 36: Estado de las plantas en la sexta semana.

Se observa en la figura 36 que las plantas de los tratamientos 0 y 20 t/ha tienen las hojas un color verde más oscuro que las de los tratamientos 40 y 80 t/ha. Esto puede deberse a que hay mayor cantidad de clorofila en las plantas de los tratamientos 0 y 20 t/ha (Wang et al., 2015).

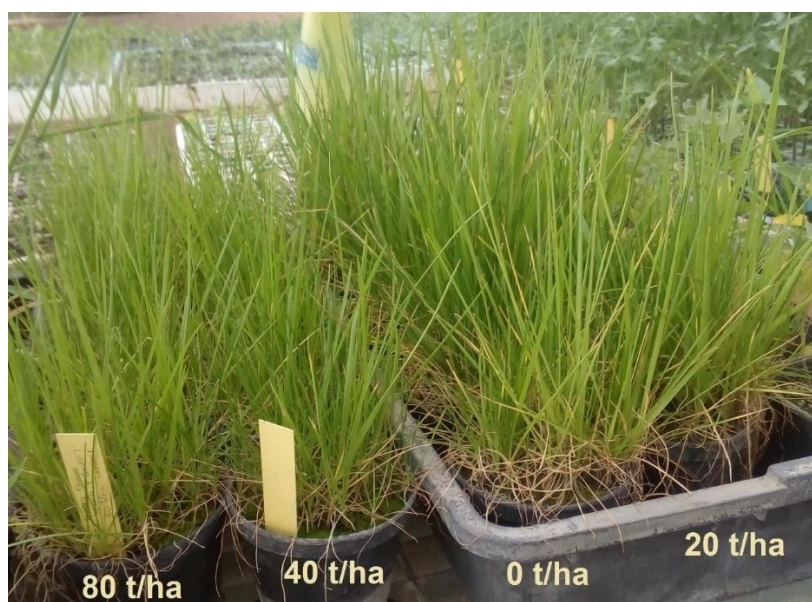


Figura 37: Estado de las plantas en la vigésima séptima semana.

Pero, como se observa en la figura 37, parece que después de transcurrir seis meses de la aplicación de la enmienda las hojas de todos los tratamientos tienen la misma cantidad de clorofila en sus hojas por tener el mismo tono de color verde (Wang et al., 2015).

3.3.4. Humedad vegetal

Los resultados del contenido de humedad de las muestras vegetales se presentan en la tabla 10. Al final del ensayo también se determinó el contenido de humedad radicular.

Tabla 10: Humedad (%) de las hojas y las raíces según la dosis de la enmienda con respecto al tiempo.

Parte	Tiempo			
Tratamiento	2 meses	4 meses	6 meses	
	Hojas			Raíces
0 t/ha	83,91±0,97	72,89±2,18	65,74±1,91	7,41±0,58
20 t/ha	81,33±1,99	70,39±3,09	65,21±3,42	7,48±0,54
40 t/ha	79,64±0,65	69,23±0,59	63,58±9,13	7,46±0,26
80 t/ha	81,15±0,52	69,11±1,28	66,64±3,26	7,71±0,31

La humedad de las hojas no tiene diferencias significativas según la dosis de enmienda aportada ($p=0,0628$), pero sí en el tiempo transcurrido después de su aplicación ($p<0,0001$). Con el tiempo, la humedad de todos los tratamientos disminuye significativamente (Figura 38). Esto se debe al aumento de biomasa y desarrollo vegetal, y explica la correlación negativa y significativa existente entre la humedad foliar y PS foliar ($r=-0,627$, $p<0,01$).

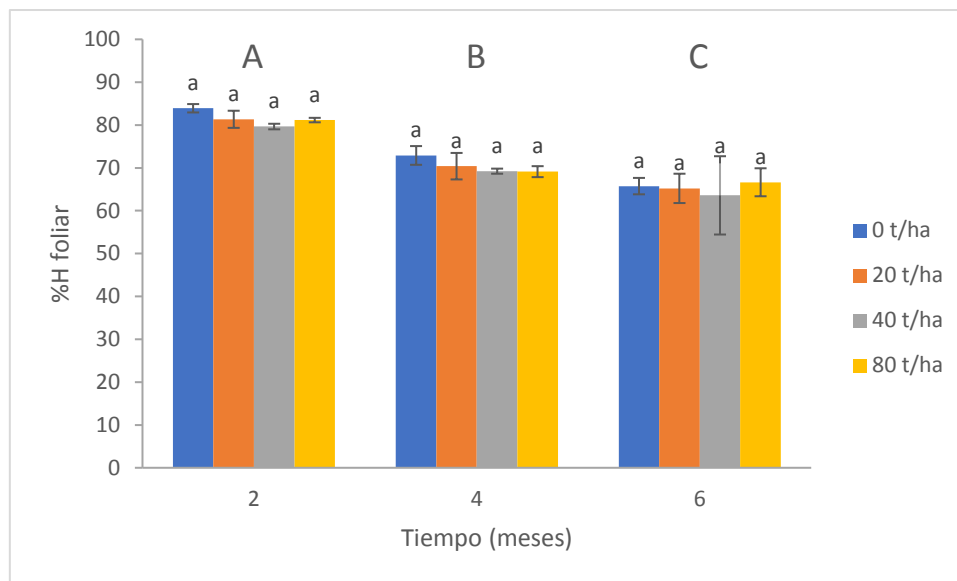


Figura 38: Humedad (%) de las hojas según la dosis de la enmienda y el tiempo. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tratamientos para un mismo tiempo de muestreo. Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre los tiempos de muestreo.

Como se observa en la figura 39, en el sexto mes la humedad de las raíces tampoco presenta diferencias significativas con respecto a la dosis de vermicompost aplicada ($p=0,7211$).

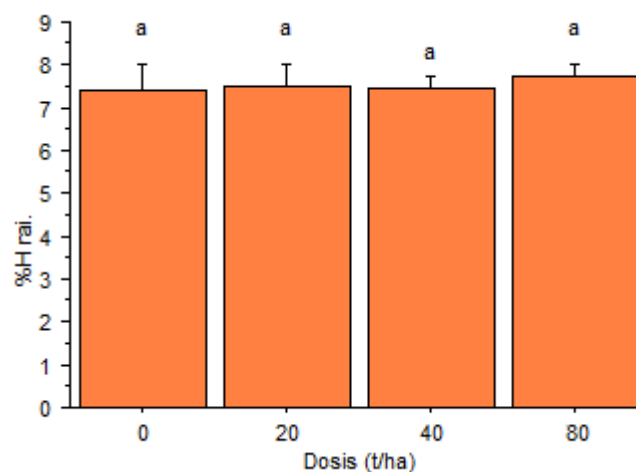


Figura 39: Humedad (%) de las raíces a los 6 meses según la dosis de la enmienda. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los diferentes tratamientos.

No se han observado diferencias en el contenido de humedad de las hojas ni de las raíces entre los tratamientos debido a que cada uno ha recibido la misma dosis de riego.

4. Conclusiones

- I. Se obtienen aumentos significativos de la materia orgánica total con una dosis de vermicompost mayor o igual 20 t/ha.
- II. La materia orgánica oxidable aumenta significativamente con una dosis de enmienda orgánica igual o mayor a 20 t/ha debido a la adición de compuestos fácilmente biodegradables.
- III. Se ha observado una disminución significativa en algunos tratamientos de la materia orgánica total y de la materia orgánica oxidable a lo largo del tiempo, característica de los procesos de mineralización orgánica.
- IV. La aplicación de una dosis de vermicompost mayor o igual 40 t/ha produce aumentos positivos y significativos en la estabilidad estructural.
- V. Con la aplicación de una dosis de vermicompost igual a 80 t/ha se incrementa significativamente la conductividad hidráulica.
- VI. Se obtienen disminuciones significativas de repelencia del suelo al agua con una dosis de enmienda orgánica igual o mayor de 40 t/ha.
- VII. Con una dosis de enmienda orgánica igual a 80 t/ha se obtiene una reducción significativa del encostramiento superficial.
- VIII. Con una dosis de vermicompost igual o mayor de 40 t/ha se reduce la resistencia a la penetración.
- IX. Se ha observado una relación altamente significativa entre los distintos parámetros físicos analizados y el contenido orgánico del suelo.
- X. Con una dosis igual o mayor de 40 t/ha de vermicompost se producen disminuciones significativas en la biomasa vegetal y el IAF.
- XI. La aplicación de una mayor dosis de enmienda orgánica mejora las características físicas del suelo, pero interfiere en el crecimiento vegetal.

5. Bibliografía

Alba Alonso, S.; Alcázar Torralba, M.; Cermeño Martín, F.I. y Barbero Abolafio, F. (2011). Erosión y manejo del suelo. Importancia del laboreo ante los procesos erosivos naturales y antrópicos. En Ministerio De Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Ed.), *Agricultura ecológica en seco: soluciones sostenibles en ambientes mediterráneos* (p. 13-38). España.

Aksakal, E.L.; Sari, S. & Angin, I. (2016). Effects of vermicompost application on soil aggregation and certain physical properties. *Land Degradation & Development*, 27, 983-995.

Aranda, V.; Calero, J.; Plaza, I. & Ontiveros-Ortega, A. (2016). Long-term effects of olive mill pomace co-compost on wettability and soil quality in olive groves. *Geoderma*, 267, 185-195.

Aoki, A.M. y Sereno, R. (2005). Modificaciones de la Conductividad Hidráulica y Porosidad del Suelo Estimadas Mediante Infiltrómetro de Disco a Tensión. *Agricultura Técnica*, 65(3), 295-305.

Avramidou, P.; Evangelou, A. & Komilis, D. (2013). Use of municipal solid waste compost as a growth media for an energy plant (rapeseed). *Journal of Environmental Management*, 121, 152-159.

Ayanz, A.S.M. (2008). Gramíneas de interés para la implantación de praderas y la revegetación de zonas degradadas. Ecología y pautas básicas de utilización. Departamento de Silvopascicultura. E.T.S. Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

Azarmi, R.; Giglou, M.T. & Taleshmikail, R.D. (2008). Influence of vermicompost on soil chemical and physical properties in tomato (*Lycopersicum esculentum*) field. *African Journal of Biotechnology*, 7(14), 2397-2401.

Badía, D. y Martí, C. (2017). *Caracterización de suelos: métodos e interpretación de resultados*. Zaragoza: Universidad de Zaragoza.

Banerjee, A.; Kumar Datta, J. & Kumar Mondal, N. (2012). Changes in morpho-physiological traits of mustard under the influence of different fertilizers and plant growth regulator cycocel. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 11, 89-97.

Belmonte Serrano, F., Ruíz Sinoga, J.D., Romero Díaz, A., Martínez Hernández, C. & Robledano Aymerich, F. (2013). Medida de la conductividad hidráulica mediante infiltrómetros de minidisco en suelos agrícolas cultivados y en abandono (región de

Murcia). Universidad de las Islas Baleares, XXIII Congreso de Geógrafos Españoles (287-296). Palma (Mallorca): AGE.

Bennett, S.J. & Hayward, M.D. (1999). Electrophoretic differentiation in isolated populations of *Lolium rigidum* Gaud. *Molecular Ecology*, 8(1), 123-131.

Bravo, K.; Toselli, M.; Baldi, E.; Marcolini, G.; Sorrenti, G.; Quartieri, M. & Marangoni, B. (2012). Effect of organic fertilization on carbon assimilation and partitioning in bearing nectarine trees. *Scientia Horticulturae*, 137, 100-106.

Cabrera Millet, M.; Gayán Margelí, N.; López Martín, F.; Barrenechea Abecia, P. y Chueca Gimeno, D. (2004). *Il catálogo aragonés de buenas prácticas ambientales: Iniciativas para un desarrollo sostenible en Aragón*. Aragón: Gobierno de Aragón.

Casals, P. & Rovira, P. (1989). Incidència d'una esmena hùmica comercial sobre l'estabilitat estructural de quatre sòls de conreu. *ARXIUS de l'Esc. Sup. d'Agricultura de Barcelona*, 12, 41-53.

Chau, H.W.; Goh, Y.K.; Vujanovic, V. & Si, B.C. (2012). Wetting properties of fungi mycelium alter soil infiltration and soil water repellency in a γ -sterilized wettable and repellent soil. *Fungal Biology*, 116, 1212-1218.

Chen, Y.; Day, S.D.; Wick, A.F. & McGuire, K.J. (2014). Influence of urban land development and subsequent soil rehabilitation on soil aggregates, carbon, and hydraulic conductivity. *Science of the Total Environment*, 494-495, 329-336.

Decreto 98/1994, de 26 de abril, de la Diputación General de Aragón, (B.O.A. 09/05/1994) sobre normas de protección del medio ambiente de aplicación a las actividades extractivas en la Comunidad Autónoma de Aragón. Boletín Oficial de Aragón, núm. 56, 9 de mayo de 1994, pp. 1933-1936. <http://www.boa.aragon.es/cgi-bin/EBOA/BRSCGI?CMD=VEROBJ&MLKOB=475262575553>

Denef, K.; Six, J.; Merckx, R. & Paustian, K. (2002). Short-term effects of biological and physical forces on aggregate formation in soils with different clay mineralogy. *Plant and Soil*, 246, 185-200.

Doerr, S.H. (1998). On standardizing the "Water Drop Penetration Time" and the "Molarity of an Ethanol Droplet" techniques to classify soil hydrophobicity: A case study using medium texture soils. *Medium texture soils. Earth Surface Processes and Landforms* 23, 663-668.

Doran, J.W. & Parkin, B.T. (1994). Defining and Assessing Soil Quality. En J.W., Doran; D.C., Coleman; D.F., Bezdicsek & B.A. Stewart (Eds.), *Defining Soil Quality for a*

Sustainable Environment, SSSA Special Publication Number 35 (pp.1-21). Madison: Soil Science Society of America, Inc. & American Society of Agronomy, Inc.

Evanylo, G.K.; Porta, S.N.; Li, J.; Goatley, J.M.; Maguire, R. & Shan, D. (2016). Compost Practices for Improving Soil Properties and Turfgrass Establishment and Quality on a Disturbed Urban Soil. *Compost Science and Utilization*, 24(2), 136–145.

Eyherabide, M.; Saínz Rozas, H.; Barbieri, P. & Echeverría, H.E. (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. *Ciencia del Suelo*, 32(1), 13-19.

Fernandes, P.M.; Davies, G.M.; Ascoli, D.; Fernández, C.; Moreira, F.; Rigolot, E.; Stoof, C.R.; Vega, J.A. & Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Front. Ecol. Environ*, 11(1), 4-14. doi:10.1890/120298

Fernández De Andrade, L. (2014). Aplicación del índice de estabilidad estructural de Pieri (1995) a suelos montañosos de Venezuela. *Terra nueva etapa*, 30(48), 143-153.

Ferreras, L.; Gomez, E.; Toresani, S.; Firpo, I. & Rotondo, R. (2006). Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology*, 97, 635-640.

Fillat, F. (2008). Situación, distribución e importancia de los ecosistemas pastorales en los biomas terrestres. En F. Fillat, R. García-González, D. Gómez y R. Reiné (Eds.), *Pastos del Pirineo* (pp.17-24). Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Galantini, J.A. y Suñer, L. (2008). Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia*, 25(1), 41-55.

García Izquierdo, C. y Cerdá Cerdá A. (2008). *Enmiendas orgánicas para suelos basadas en residuos orgánicos*. Murcia: Academia de Ciencias de la Región de Murcia.

Garkaklis, M.J.; Bradley, J.S. & Wooller, R.D. (1998). The effects of Woylie (*Bettongia penicillata*) foraging on soil water repellency and water infiltration in heavy textured soils in southwestern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 23, 492-496.

Getahun, T.; Nigusie, A.; Entele, T.; Van Gerven, T. & Van der Bruggen, B. (2012). Effect of turning frequencies on composting biodegradable municipal solid waste quality. *Resources, Conservation and Recycling*, 65, 79-84.

Girona García, A.; Ortiz Perpiñá, O.; Badía Villas, D. & Martí Dalmau, C. (2018). Effects of prescribed burning on soil organic C, aggregate stability and water repellency in a subalpine shrubland: Variations among sieve fractions and depths. *Catena*, 166, 68-77.

Giulietti, A.L.; Ruiz, O.M.; Pedranzani, H.E. y Terenti, O. (2008). Efecto de cuatro lombricompuestos en el crecimiento de plantas de *Digitaria eriantha*. *Revista Phytón*, 77, 137-149.

Gobierno de Aragón (2014a). Anuario Estadístico Agrario de Aragón (2013-2014). Extraído el 4 de diciembre de 2018 desde http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/DesarrolloRuralSostenibilidad/AreasTematicas/EstadisticasAgrarias/ci.ANUARIO_ESTADISTICO_AGRARIO.detalleDepartamento?channelSelected=1cfbc8548b73a210VgnVCM100000450a15acRCRD#section2

Gobierno de Aragón (2014b). Programa de Desarrollo Rural de Aragón (PDR; 2014-2020). Extraído el 18 de octubre de 2018 desde http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/AgriculturaGanaderiaMedioAmbiente/TEMAS_AGRICULTURA_GANADERIA/Areas/DESARROLLO_RURAL/PROGRAMACION_DESARROLLO_RURAL_2014_2020/PDR_ARAGON_2014_2020_ADOPTADO_UE_20150526.pdf

Gobierno de Aragón (2018). Plan de Gestión Integral de Residuos de Aragón (Plan GIRA 2018-2020). Extraído el 26 de noviembre de 2018 desde http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/AgriculturaGanaderiaMedioAmbiente/TEMAS_MEDIO_AMBIENTE/AREAS/RESIDUOS/GIRA/PLAN_GIRA_2018_2022.pdf

Goldammer, J.G. & Montiel, C. (2010). Identifying good practices and programme examples for prescribed and suppression fire. In C., Montiel, D., Kraus (Eds.), *Best Practices of Fire Use – Prescribed Burning and Suppression Fire Programmes in Selected Case-Study Regions in Europe* (pp. 35–44). Joensuu: European Forest Institute.

Gómez Vargas, R.M. (2016). *Evaluación del efecto de prácticas orgánicas de nutrición de caña panelera (Saccharum officinarum L.) en el municipio de Nocaima – Cundinamarca*. Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

Levinsh, G. (2011). Vermicompost treatment differentially affects seed germination, seedling growth and physiological status of vegetable crop species. *Plant Growth Regul*, 65, 169-181.

Jaramillo Jaramillo, D.F. (2005). Humedad crítica y repelencia al agua en Andisoles colombianos bajo cobertura de *Pinus patula* Schltdl y Cham. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 58(2), 2893-2906.

Jarvis, N.; Etana, A. & Stagnitti, F. (2008). Water repellency, near-saturated infiltration and preferential solute transport in a macroporous clay soil. *Geoderma*, 143, 223-230.

Kemper, W.D. & Koch, E.J. (1966). Aggregate stability and particule size distribution. In: Methods of Soils. Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph, 9.

Khaleel, R.; Reddy, K.R. & Overcash, M.R. (1981). Changes in Soil Physical Due to Organic Waste Applications: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 10(2), 133-141.

Laureda, D.A.; Botta, G.F.; Becerra, A.T. y Rosatto, H.G. (2016). Compactación del suelo inducida por la maquinaria en campos de polo en Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo*, 48(1), 79-99.

Leandro, L.F.S.; Ferguson, L.M.; Louws, F.J. & Fernandez, G.E. (2007). Strawberry Growth and Productivity in Fumigated Compared to Compost-amended Production Systems. *HortScience*, 42(2), 227-231.

Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado, núm. 181, de 29 de julio de 2011. <https://www.boe.es/buscar/pdf/2011/BOE-A-2011-13046-consolidado.pdf>

Lopes, E.; Cairo Cairo, P.; Colás Sánchez, A. y Rodríguez Urrutia, A. (2016). Relaciones entre las propiedades indicadoras de calidad, en dos subtipos de suelo pardos, en la provincia de Villa Clara. *Centro Agrícola*, 43(1), 21-28.

Marañón, T. y Madejón, E. (2016). Funciones del suelo y servicios ecosistémicos: importancia de la materia orgánica. *V Jornadas de la Red Española de Compostaje* (pp. 13-16). Sevilla.

Marcote, I.; Hernández, T.; García, C. & Polo, A. (2001). Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. *Bioresource Technology*, 79, 147-154.

Marinari, S.; Masciandaro, G.; Ceccanti, B. & Grego, S. (2000), Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology*, 72, 9-17.

Martínez, M.M.; Ortega, R.; Janssens, M. & Fincheira, P. (2018). Use of organic amendments in table grape: effect on plant root system and soil quality indicators. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 18(1), 100-112.

Memoli, V.; Eymar, E.; García-Delgado, C.; Esposito, F.; Panico, S.C.; De Marco, A.; Barile, R. & Maisto, G. (2018). Soil element fractions affect phytotoxicity, microbial biomass and activity in volcanic areas. *Science of the Total Environment*, 636, 1099-1108.

Mendoza Hernández, D.J. (2010). *Vermicompost y compost de residuos hortícolas como componentes de sustratos para la producción de planta ornamental y aromática. Caracterización de los materiales y respuesta vegetal*. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.

Mériz, Y.; Badía, D. y Martí, C. (2005). Introducción a los suelos del Somontano de Barbastro (Castillazuelo, Pozán de Vero, Salas Altas y Salas Bajas). *Geórgica*, 11, 19-41.

Montserrat Recoder, P. (1958) Pasto y forrajes del invierno. *Montes*, 87, 275-280.

Montserrat Recoder, P. (1960). El Mesobromion prepirenaico. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 18, 295-304.

Montserrat Recoder, P. (1968). Los pastos pirenaicos y su importancia económica. *Pirineos*, 87-90, 133-152.

Ngo, T.H. (2014). *Effets des amendements organiques exogènes sur la composition de la matière organique et le stockage du carbone d'un sol dégradé par l'érosion dans le Nord du Vietnam*. France: L'université Pierre et Marie Curie.

Ngo, P.; Rumpel, C.; Doan, T. & Jouquet, P. (2012). The effect of earthworms on carbon storage and soil organic matter composition in tropical soil amended with compost and vermicompost. *Soil Biology & Biochemistry*, 50, 214-220.

Nogales Vargas-Machuca, R.; Domínguez Martín, J. y Mato de la Iglesia, S. (2007). Vermicompostaje. J. Moreno Casco y R. Moral Herrero (Eds.), *Compostaje* (pp.187-207). Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.

Olson, N.C.; Gulliver, J.S.; Nieber, J.L. & Kayhanian, M. (2013). Remediation to improve infiltration into compact soils. *Journal of Environmental Management*, 117, 85-95.

Orden de 18 de mayo de 1994, del Departamento de Medio Ambiente, por la que se establecen normas en materia de garantías a exigir para asegurar la restauración de espacios naturales afectados por actividades extractivas. Boletín Oficial de Aragón, núm. 66, de 1 de junio de 1994, pp. 2531-2532. <http://www.boa.aragon.es/cgi-bin/EBOA/BRSCGI?CMD=VEROBJ&MLKOB=460758535655>

Orellana, J.A y Pilatti, M.A. (1994). La estabilidad de agregados como indicador edáfico de sostenibilidad. *Ciencia del Suelo*, 12, 75-80.

Oroka, F.O. (2015). Influence of Municipal Solid Waste Vermicompost on Soil Organic Carbon Stock and Yield of Okra (*Abelmoschus esculentus* Moench) in a Tropical Agroecosystem. *Journal of Environment and Earth Science*, 5(12), 61-66.

Ouattara, K.; Ouattara, B.; Nyberg, G.; Sédogo, M.P. & Malmer, A. (2007). Ploughing frequency and compost application effects on soil infiltrability in a cotton–maize (*Gossypium hirsutum*–*Zea mays* L.) rotation system on a Ferric Luvisol and a Ferric Lixisol in Burkina Faso. *Soil & Tillage Research*, 95, 288-297.

Padbhushan, R., Rakshit, R., Das, A. & Sharma, R.P. (2016). Effects of various organic amendments on organic carbon pools and water stable aggregates under a scented rice-potato-onion cropping system. *Paddy Water Environ*, 14: 481, DOI 10.1007/s10333-015-0517-8

Peltonen-Sainio, P.; Forsman, K. & Poutala, T. (1997). Crop Management Effects on Pre- and Post-Anthesis Changes in Leaf Area Index and Leaf Area Duration and their Contribution to Grain Yield and Yield Components in Spring Cereals. *J. Agronomy & Crop Science*, 179, 47-61.

Pérez Amaro, J.A.; García Moya, E.; Enríquez Quiroz, J.F.; Quero Carrillo, A.R.; Pérez Pérez, J. y Hernández Garay, A. (2004). Análisis de crecimiento, área foliar específica y concentración de nitrógeno en hojas de pasto “mulato” (*Brachiaria* híbrido, cv.). *Técnica Pecuaria en México*, 42(3), 447-458.

Real Decreto 1116/1984, de 9 de mayo, sobre restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos. Boletín Oficial del Estado, núm. 141, de 13 junio de 1984, pp. 17194-17195. <https://www.boe.es/boe/dias/1984/06/13/pdfs/A17194-17195.pdf>

Real Decreto 2994/1982, de 15 de octubre, sobre restauración del espacio natural afectado por actividades mineras. Boletín Oficial del Estado, núm. 274, de 15 de noviembre de 1982, pp. 31246-31247.
<https://www.boe.es/boe/dias/1982/11/15/pdfs/A31246-31247.pdf>

Reichert, J.M.; Norton, L.D.; Favaretto, N.; Huang, C. & Blume, E. (2009). Settling Velocity, Aggregate Stability, and Interrill Erodibility of Soils Varying in Clay Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 73(4), 1369-1377.

Requena, N.; Baca, T.M. & Azcón, R. (1997). Evolution of humic substances from unripe compost during incubation with lignolytic or cellulolytic microorganisms and effects on the lettuce growth promotion mediated by *Azotobacter chroococcum*. *Biology and Fertility of Soils*, 24(1), 59-65.

Rubenacker, A.; Campitelli, P.; Sereno, R. y Ceppi, S. (2011). Recuperación química de un suelo degradado mediante la utilización de un vermicomposto. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 2(2), 83-95.

Sánchez-Hernández, R.; Ordaz-Chaparro, V.M.; Benedicto-Valdès, G.S.; Hidalgo-Moreno, C.I. y Palma-López, D.J. (2006). Regeneración estructural de un suelo arcilloso por aportes de Vermicompost en la Chontalpa, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*, 22(1), 13-26.

Saha, S.; Mina, B.L.; Gopinath, K.A.; Kundu, S. & Gupta, H.S. (2008). Organic amendments affect biochemical properties of a subtemperate soil of the Indian Himalayas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 80, 233-242.

Salcedo-Pérez, E.; Galvis-Spinola, A.; Hernández-Mendoza, T. M.; Rodríguez-Macias, R.; Zamora-Natera, F.; Bugarin-Montoya, R. & Carrillo-González, R. (2007). La humedad aprovechable y su relación con la materia orgánica y su superficie específica del suelo. *Terra Latinoamericana*, 25(4), 419-425.

Scherer, H.W.; Metker, D.J. & Welp, G. (2011). Effect of long-term organic amendments on chemical and microbial properties of a luvisol. *Plant Soil Environ*, 57(11), 513-518.

Schmid, C.J.; Murphy, J.A. & Murphy, S. (2017). Effect of tillage and compost amendment on turfgrass establishment on a compacted sandy loam. *Journal of Soil and Water Conservation*, 72(1), 55–64.

Sebastián Domínguez, A. (2010). *Evaluación de las propiedades físicas, físico-químicas y de la fitotoxicidad de composts comerciales para su uso en la formulación de sustratos de cultivo*. Barcelona: Escola Superior d'Agrucultura Barcelona.

Simón Soldevilla, C. (1998). *Los suelos del invernadero de la E.U.P.-Huesca: propiedades físico-químicas y su variación espacial*. Huesca: Universidad de Zaragoza.

Simon, T; Javurek, M.; Mikanová, O. & Vach, M. (2009). The influence of tillage systems on soil organic matter and soil hydrophobicity. *Soil & Tillage Research*, 105, 44-48.

Singh, R.P.; Embrandiri, A.; Ibrahim, M.H. & Esa, N. (2011). Management of biomass residues generated from palm oil mill: Vermicomposting a sustainable option. *Resources, Conservation and Recycling*, 55, 423-434.

Spaccini, R. & Piccolo, A. (2013). Effects of field managements for soil organic matter stabilization on water-stable aggregate distribution and aggregate stability in three agricultural soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 129, 45-51.

Tejada, M.; Gonzalez, J.L. (2003). Effects of the application of a compost originating from crushed cotton gin residues on wheat yield under dryland conditions. *European Journal of Agronomy*, 19, 357-368.

United States Department Agriculture (USDA) (1993). *Soil survey manual*. (nº18). Washington: Soil Survey División Staff.

Urbanek, E.; Hallett, P.; Feeney, D. & Horn, R. (2007). Water repellency and distribution of hydrophilic and hydrophobic compounds in soil aggregates from different tillage systems. *Geoderma*, 140, 147-155.

Velázquez Patiño, A.C. (2008). La gestión de los residuos sólidos urbanos en la ciudad de Hannover: un modelo exitoso. *Anales de Geografía*, 28(1), 163-177.

Vicente Serrano, S.M.; Lasanta Martínez, T. y Cuadrat Prats, J.M. (2000). Influencia de la ganadería en la evolución del riesgo de incendio en función de la vegetación en un área de montaña: El ejemplo del valle de Borau (pirineo aragonés). *Geographicalia*, 38, 33-57.

Walia, M.K. & Dick, W.A. (2018). Selected soil physical properties and aggregate-associated carbón and nitrogen as influenced by gypsum, crop residue, and glucose. *Geoderma*, 320, 67-73.

Wang, Z.-X.; Fan, S.-T.; Chen, L.; Zhao, Y.; Yang, Y.-M.; Ai, J.; Li, X.-Y.; Liu, Y.-X. & Qin, H.-Y. (2015). *Actinidia kolomikta* leaf colour and optical characteristics. *Biologia Plantarum*, 59(4), 767-772.

Warman, P.R. & AngLopez, M.J. (2010). Vermicompost derived from different feedstocks as a plant growth médium. *Bioresource Technology*, 101, 4479-4483.

Whelan, A.; Kechavarzi, C.; Coulon, F.; Sakrabani, R. & Lord, R. (2013). Influence of compost amendments on the hydraulic functioning of brownfield soils. *Soil Use and Management*, 29, 260-270.

Wondemagegnehu, E.B. (2013). *Compost effects on soil organic matter: transformation, composition and stabilization*. Germany: Agricultural and Environmental Science Faculty of the University of Rostock.

Xin, X.; Zhang, J.; Zhu, A. & Zhang, C. (2016). Effects of long-term (23 years) mineral fertilizer and compost application on physical properties of fluvo-aquic soil in the North China Plain. *Soil & Tillage Research*, 156, 166-172.

Yazdanpanah, N.; Mahmoodabadi, M. & Cerdà, A. (2016). The impact of organic amendments on soil hydrology, structure and microbial respiration in semiarid lands. *Geoderma*, 266, 58-65.

Yilmaz, E. & Sönmez, M. (2017). The role of organic/bio-fertilizer amendment on aggregate stability and organic carbon content in different aggregate scales. *Soil & Tillage Research*, 168, 118-124.

Zhang, R. (1997). Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 1024-1030.

Zubillaga, M.S.; Branzini, A. y Lavado, R.S. (2008). Problemas de fitotoxicidad en compost. *Revista Pilquen*, 10(9), 1-9.